UNIVERSIDAD NACIONAL DE RÍO CUARTO

FACULTAD DE AGRONOMÍA Y VETERINARIA

EVALUACIÓN DEL EFECTO DEL PASTOREO SOBRE EL BANCO DE SEMILLAS DEL SUELO EN PASTIZALES SERRANOS DEL CENTRO DE ARGENTINA

Tesis para acceder al título de Magister

en Ciencias Agropecuarias

Ing. Agr. María Andrea Amuchástegui

DIRECTOR: Dr. Juan José Cantero

CODIRECTOR: M. Sc. César Omar Nuñez

Río Cuarto, Octubre 2016

DEFENSA ORAL Y PÚBLICA

Lugar y fecha.....Río Cuarto, 17 de Octubre de 2016.....

Calificación.....

JURADO

Firma.....Aclaración.....

Firma.....Aclaración.....Guillermo Funes.....

Firma.....Aclaración.....Oscar Giayetto.....

AGRADECIMIENTOS

A Dios y a la Virgen por estar siempre a mi lado.

A mi familia, César, Rocío, Felipe y Clara por su apoyo incondicional.

A mis padres, por su ejemplo de trabajo y superación.

A mis hermanos, especialmente a Pablo por su ayuda en éste trabajo.

A la Universidad Nacional de Río Cuarto, por el apoyo económico, sin el cual no hubiera sido posible realizar los estudios de cuarto nivel.

A la Secretaría de Ciencia y Técnica de la Universidad Nacional de Río Cuarto, por el apoyo económico a los proyectos de investigación en los que se enmarco el presente trabajo de tesis.

A mi director Ing. Agr.Dr. Juan José Cantero y co-director Ing. Agr. M. Sc. César Omar Nuñez por sus enseñanzas, correcciones y aliento para concluir con este trabajo.

A mis compañeros de trabajo de las asignaturas Botánica Sistemática Agrícola y Malezas, especialmente a Nora y José por su ayuda y paciencia.

A los evaluadores ya que con sus aportes hicieron que éste trabajo mejorara.

RESUMEN

Evaluación del efecto del pastoreo sobre el banco de semillas del suelo en pastizales serranos del centro de Argentina

Los pastizales de las sierras de Comechingones, Córdoba, Argentina están integrados por un mosaico de comunidades vegetales con potenciales productivos distintos y respuestas diferenciales frente a los disturbios generados por el pastoreo o su ausencia. La relación entre pastoreo-conservación de los pastizales naturales, ha sido motivo de preocupación para la comunidad científica. La necesidad de estudiar los cambios que se producen en el banco de semillas del suelo (BSS), luego de una perturbación, juega un rol significante en la composición florística de las futuras comunidades vegetales, dichos cambios no han sido estudiados en el extremo austral de las Sierras Grandes. El objetivo de este trabajo fue evaluar los efectos del pastoreo y su ausencia, sobre el tamaño y la composición florística del banco transitorio de semillas del suelo en dos comunidades: pastizal alto (*Deyeuxia hieronymi*) y pastizal bajo (*Sorghastrum pellitum*) bajo condiciones de invernáculo y de campo. Se realizó un ensayo de pastoreo con dos cargas animales y clausura. Se evaluó el banco de semillas del suelo con la metodología de emergencia de plántulas para ambas condiciones. En la comunidad de pastos altos e independientemente de la condición, los mayores valores de tamaño de BSS lo obtuvieron los tratamientos pastoreados. En el campo, para ambas comunidades, la exclusión al pastoreo registró la mayor riqueza y diversidad. En el invernáculo el tamaño del BSS fue mayor respecto al campo. La riqueza y diversidad de los pastos bajos fue la mayor en ambas condiciones, siendo la comunidad con el BSS más diverso. La similitud entre la vegetación establecida y el BSS fue baja. Se concluye que el banco de semillas de estos pastizales se comporta de manera diferente ante las distintas intensidades de pastoreo o a su exclusión.

Palabras clave: banco de semillas, pastoreo, composición florística, pastizales serranos.

ABSTRACT

Evaluation of the effect of grazing on soil seed bank in mountain grasslands of central Argentina

Grasslands in the mountains of Comechingones, Córdoba, Argentina are composed of a mosaic of plant communities with different productive potentials and differentiated responses to disturbance generated by grazing or its absence. The relationship between grazing-conservation of natural grasslands has been a concern to the scientific community. The need to study the changes that occur in the soil seed bank (SSB) after a disturbance plays a significant role in the floristic composition of future plant communities; such changes have not been studied in the southern tip of Sierras Grandes Córdoba. The aim of this study was to evaluate the effects of grazing and its absence, about the size and composition of the floristic variation of transient soil seed bank in two communities: tall pasture (*Deyeuxia hieronymi*) and low pasture (*Sorghastrum pellitum*) under greenhouse conditions and field. A grazing assay was performed with two animals' loads and its closure. To evaluate the seed bank in the soil, seedling emergence methodology for both conditions. In the community of tall grass and independently of the condition, the largest size values of soil seed bank was obtained by grazed treatments. In the field and for both communities was the exclusion of grazing where the greatest wealth and diversity observed. In the greenhouse the size of SSB was larger than it was in the field. The richness and diversity of low grass was the largest in both conditions, being the community with the most diverse SSB. The similarity between the establish vegetation and the SSB was low. It concludes that the seed bank of these grasslands behaves differently to the different intensities of grazing or its exclusion.

Keywords: seed bank, grazing, floristic composition, mountain grasslands.

ÍNDICE GENERAL

Página

INDICE DE CUADROS

INDICE DE FIGURAS

INDICE DE FOTOS

Página

I. INTRODUCCIÓN

I. 1. Problemática y justificación del estudio

El extremo austral de las sierras Grandes de Córdoba (Argentina) ocupa aproximadamente 300.000 ha, con más del 80% de sus paisajes dominados por pastizales, los que constituyen el recurso natural básico para la producción animal bovina y caprina (Cantero *et al.*, 2001).

Estos pastizales serranos conforman un mosaico intrincado de comunidades dado a nivel regional, por un gradiente complejo de altitud, posición topográfica sometido a procesos geomorfológicos, edáficos, hidrológicos y de disturbios (Acosta *et al.*, 1992; González *et al.*, 1999). Dicha heterogeneidad florística a escala local se relaciona con potenciales productivos diferentes debido a cambios en la humedad del suelo determinados por la posición topográfica y la profundidad del suelo (Díaz *et al.*, 1992; Cantero *et al.*, 2001), lo que provoca respuestas diferenciales frente a los disturbios generados por el manejo a través del pastoreo, fuego prescripto, fuego y reemplazos por genotipos forestales exóticos (Nuñez *et al.*, 2002; Cingolani *et al.*, 2003).

En la época precolombina estos pastizales se desarrollaron bajo condiciones de pastoreo liviano, especialmente por el guanaco (*Lama guanicoe)* y así permanecieron hasta la llegada de los colonizadores europeos en el siglo XVI cuando introdujeron los herbívoros domésticos (equino, bovino y caprino), (Díaz *et al.,* 1992, Cantero *et al.*, 2001), los cuales modificaron la estructura de los pastizales naturales. Díaz *et al.* (2006) plantea que los pastizales de montaña de las sierras del centro de Córdoba tuvieron una ocupación contínua por grandes herbívoros al menos desde el pleitoceno (hace aproximadamente 10.000 años),

incluyendo la presencia de ungulados domésticos y semidomésticos desde al menos aproximadamente 4000 años. Demostrando así que estos pastizales se caracterizan por poseer una larga historia de pastoreo.

En la actualidad el ganado bovino pastorea en lotes de gran extensión (más de 200 ha) donde coexisten diferentes comunidades de pastizales y lo hace en forma continua y liviana a lo largo de todo el año, lo que conduce a una sobreutilización de la vegetación en algunas áreas y subutilización de otras motivando al productor autilizar el fuego para remover biomasa muerta en pie y promover con ello la renovación primaveral. Sin embargo como el productor no conoce la integración jerárquica y dinámica de las comunidades, provoca importantes desajustes tales como la generación de parches denudados y graves pérdidas de suelo por erosión hídrica en masa (Cantero *et al.*, 1999).

La composición botánica de un pastizal depende de un conjunto de factores biológicos, edafológicos, microclimáticos, competencia inter e intra-específica, banco de semillas y del manejo (Olivares, 1989, Patón *et al.*, 1995). Por ello son múltiples los procesos interactivos y estocásticos que regulan la composición y productividad de estos sistemas seminaturales y es dificultoso proponer prescripciones para su manejo a la luz del conocimiento actual (Pucheta y Cabido 1992; González *et al.*, 1999). El entendimiento de las relaciones entre los cambios de la vegetación y el pastoreo es fundamental para generar herramientas de manejo que puedan predecir el impacto del pastoreo sobre el mantenimiento de la diversidad y la riqueza florística de los pastizales naturales en el tiempo.

Ésta relación pastoreo-conservación de la diversidad ha sido motivo de preocupación por la comunidad científica desde hace mucho tiempo, Milchunas *et al.*, 1988 presentaron un modelo generalizado de los efectos del pastoreo por grandes herbivoros en la estructura de comunidades de pastizales (MSL), basado en la humedad ambiental y la historia de evolución con pastoreo, donde plantea como varía la diversidad de acuerdo a dichos parámetros, para pastizales sub-húmedos con larga historia de pastoreo, la diversidad es baja cuando la intensidad de pastoreo también lo es, luego la diversidad aumenta y se maximiza cuando la intensidad de pastoreo es moderada. Cuando la intensidad de pastoreo aumenta y es alta, la diversidad declina marcadamente en la comunidad. Pucheta *et al.*, 1997 basados en un modelo similar al de Westoby *et al.*, 1989, contruyeron un modelo de estados y transiciones para los pastizales de altura de las sierras de Córdoba, Argentina, teniendo en cuenta atributos estructurales y funcionales de la vegetación y su respuesta frente a perturbaciones como el pastoreo, su exclusión y la roturación.

Cingolani *et al.*, (2005, 2006), proponen una modificación del modelo original MSL y una combinación con el modelo de Westoby *et al.*,(1989), teniendo en cuenta como la diversidad se modifica de acuerdo a la historia de pastoreo y la intensidad del mismo en un gradiente de productividad asociado a un gradiente de humedad, y teniendo en cuenta que no hay una única curva de equilibrio en respuesta a la interacción de èstos factores si no que los sistemas con larga historia de pastoreo han desarrollado mecanismos de resiliencia que pueden volver reversibles los cambios en la composición florística provocados por las distintas intensidades de pastoreo. En estudios más recientes llevados a cabo en

los pastizales de montaña de Córdoba, Argentina, se observó que la biodiversidad se maximiza con una presión de herbivoría heterogénea dentro de cada uno de los diferentes ambientes que componen el paisaje, Cingolani *et al.*, (2008).

En su análisis sobre las comunidades de pastizales, Bakker *et al.*, (1991, 1996), sostienen que el estudio del banco de semillas del suelo (BSS), juega un rol significante en la composición florística de las futuras comunidades vegetales, en especial, luego de un disturbio, pudiendo afectar por un lado, la colonización de sitios perturbados y por el otro las tendencias sucesionales las cuales difieren de la vegetación existente y se reflejan por encima y debajo del suelo (Thompson yGrime 1979; Bakker *et al.*, 1996; Thompson *et al.*,1997; Funes *et al.*, 2001; Luzuriaga *et al.*, 2005).

I.2. Antecedentes

I.2.1. El banco de Semillas del Suelo

Al BSS lo definen, Simpson *et al.*, (1989) como *el conjunto de propágulos de semillas viables en el suelo y sobre su superficie, las que pueden persistir por períodos de tiempo largos o cortos.*

En las décadas del 50 y 60 gran parte de los estudios del BSS, focalizaron su interés en las comunidades de malezas de los cultivos agrícolas (Roberts, 1958), especialmente por la disminución de los rendimientos de los cultivos con el consecuente perjuicio económico (Thompson, 1992). En la actualidad, el interés ha cambiado dado que gran parte de los estudios del BSS hacen foco en la restauración y conservación de la vegetación, en comunidades naturales de

ambientes templados, especialmente en Europa y Norteamérica (Peco *et al.*, 1998; Bekker *et al.*, 1998; Edwards y Crawley, 1999).

Bakker, *et al.*, (1991), y Thompson *et al.*, (1997), han coincidido en la definición de tres tipos BSS, de acuerdo a la longevidad de las semillas que lo integran y han sugerido protocolos específicos para su estudio:

1. ***Banco transitorio*:** Especies ausentes en el banco de semillas del suelo o presentes sólo en la capa superior del mismo. Las semillas de estas especies, si están presentes en el banco, persisten allí menos de un año.

2. ***Banco persistente a corto plazo***: Especies cuyas semillas se presentan tanto en la capa superficial como en la profunda del suelo, aunque en mayor densidad en la capa superficial. Estas semillas persisten en el suelo hasta 5 años y son importantes en el mantenimiento de las poblaciones luego de eventos climáticos no predecibles.

3. ***Banco persistente a largo plazo:*** Especies que poseen mayor o igual densidad de semillas en la capa inferior que en la superior. Persisten en el suelo por más de 5 años y son importantes en la regeneración de comunidades de plantas luego de una perturbación intensa, por lo que son muy tenidas en cuenta en la restauración de pastizales.

Por otro lado, Poschlod y Jackel (1993) elaboraron una clasificación del BSS, basándose en su dinámica asociada a la lluvia de semillas y, reconocen 4 tipos: Transitorio (Tipo A y B) y Persistente (Tipo C y D). Esta clasificación difiere de la propuesta por Bakker, *et al.*, (1991), y Thompson *et al.*, (1997) en el sentido de que combina el carácter estacional del BSScon la distribución en profundidad de las semillas, mejorando la clasificación, aunque su desventaja se

refleja en los requerimientos de muestreos estacionales, razón por la cual el sistema de Thompson *et al.*, (1997) es el más difundido en los estudios del BSS (Csontos y Tamás, 2003), dado su practicidad y precisión.

En cuanto a las metodologías de análisis del BSS (Thompson *et al.*, 1997) plantean tres métodos: de separación, de germinación y de enterramiento. En éste estudio, se focaliza el método de germinación, que se basa en la emergencia de plántulas y puede realizarse en condiciones controladas (invernadero) y en condiciones de campo.

La mayoría de la literatura referida al estudio del BSS en pastizales, utiliza la metodología de emergencia de plántulas bajo condiciones de invernáculo, ésta metodología muestra ciertas limitaciones dado que no todas las semillas germinan bajo las mismas condiciones, además no tiene en cuenta las semillas en dormancia, que siendo viables, están en estado de latencia (Piudo y Cavero, 2005). Esta metodología favorece a aquellas semillas pequeñas que poseen altos requerimientos de luz para germinar (Milberg, *et al.*, 2000) y podría asociarse, en el campo, a sitios de escasa cobertura o denudados (Jensen y Gutenkunst, 2003), generados por perturbación y que no germinarían bajo condiciones desfavorables tales como presencia de alta cantidad de mantillo (Baskin yBaskin, 1998).

Cabe añadir, que la composición del BSS representa la flora potencial de una comunidad (Marañon 2001), y como se dijo anteriormente, la evaluación del mismo por emergencia de plántulas en invernadero no permite conocer en forma acabada dicha composición ya que queda una porción del banco sin poder expresarse. Las variables medio-ambientales, tales como la cobertura que produce la vegetación establecida en el sitio pueden inducir o inhibir la germinación desde

el BSS a través de dos vías principales: 1) por reducción de la temperatura y fluctuaciones de la humedad, lo cual genera un microclima más favorable que puede promover la germinación de algunas especies, pero suprimir la de otras y 2) por absorción selectiva de la luz incidente, pudiendo provocar la dormición en algunas especies (Thompsom y Grime 1979). Por otro lado Márquez *et al.*, 2002, plantean que en sitios excluídos al pastoreo la acumulación de hojarasca, juega un rol significativo en la retención y captación de semillas (43% del total de semillas del banco) las cuales no se incorporan al perfil del suelo.

Thompson *et al.*, (1997) aplicaron el método de emergencia de plántulas bajo condiciones de campo y en condiciones controladas y reportaron una mayor emergencia en cantidad y en número de especies en condiciones controladas, mientras que para otras especies no ocurrió lo mismo (Pfadenhauer y Mass, 1987). Similares resultados fueron hallados por Graham y Huchings (1988 a y b) registrando más especies e individuos a partir de muestras de suelo en invernáculo que en condiciones de campo. Por ello la evaluación del probable curso del desarrollo de la vegetación en el campo por extrapolación de lo ocurrido en el BSS, germinadas en el invernáculo, podría conducir a conclusiones erróneas. Bakker *et al.*, 1996, plantean que aunque las condiciones de invernáculo sean las adecuadas, podría ocurrir que las semillas no estén presentes en las muestras por el pequeño núcleo de muestreo, sumado a la distribución irregular de las semillas en el espacio.

Como la germinación en el campo revela solo las especies y los individuos que emergen en las condiciones micro-meteorológicas imperantes de una delgada

capa del suelo en la cual la luz puede penetrar, se puede ampliar el área de muestro, tratando de incluir a las especies raras y a las que tienen una distribución irregular (Thompson *et al.*, 1997). Estos mismos autores plantean que las especies emergidas en el campo estuvieron asociadas al banco de semillas transitorio y no a las semillas que se encontraban en las capas más profundas del suelo, clasificadas como persistentes.

Cooper *et al.*, (2004) observaron que la densidad de las plántulas emergidas podrían ser subestimadas hasta un 31% si se utilizan solo ensayos de invernadero, debido en parte a la falta de adaptación a las condiciones del mismo para la germinaciónde algunas especies y también a las limitaciones prácticas de la cantidad de suelo muestreado. Clarke y Davison, (2004) en el estrato herbáceo de bosques templados, encontraron que la emergencia de las plántulas fue menor en el campo que la germinación en condiciones de laboratorio.

Cabe aclarar que uno de los primeros en realizar este tipo de experimento (emergencia de plántulas en el campo) fue Robert (1958). Hasta la actualidad, en Argentina, no existen antecedentes sobre la realización de experimentos de este tipo, en pastizales naturales. Experimentos similares realizados en otros países, tal lo reportado por Semenova y Onipchenko (1994) hallaron que la emergencia de plántulas en el campo osciló entre 9-22% del número de plántulas obtenidas en el invernáculo, coincidiendo con lo informado por Pfadenhauer y Mass (1987) y Graham y Huchings (1988 a y b) en pastizales calizos de Inglaterra. Además en estudios compilados por Onipchenko *et al.*, (2004) realizados en comunidades alpinas del noroeste del Cáucaso, confirmaron que la germinación en el campo

depende de condiciones microambientales asociadas al sitio y al grado de disturbio.

Más recientemente Rahman *et al.*, (2006) en agroecosistemas compararon el número de especies encontradas en el campo respecto a las encontradas en laboratorio. Hallaron un mayor número de especies en el campo; sin embargo las especies dicotiledóneas se expresaron con mayor frecuencia en ambas condiciones mientras que las especies monocotiledóneas lo hicieron con menor frecuencia en condiciones de laboratorio.

A los fines de tratar de superar estas incertidumbres registradas en diferentes trabajos, en ésta tesis se propone el estudio del BSS a través de la metodología de emergencia de plántulas tanto en el invernáculo como en el campo.

Más específicamente con éste doble muestreo se evaluarán los BSS transitorios de dos comunidades de las Sierras Grandes de Córdoba, que presentan la mayor expresión arial de la heterogeneidad de la vagetación de ésta región: el pastizal bajo de *Sorghastrum pellitum* y el pastizal alto de *Deyeuxia hieronymi* (Cantero *et al.*, 2001).

Un objetivo particular es poder entender sí los cambios en la estructura de la vegetación relacionado con las diferentes intensidades de pastoreo en interacción con pastizales altos y bajos, que usualmente se utilizan en éstos sistemas pastoriles, se reflejan en la composición cuali-cuantitativa de los respectivos BSS de las comunidades bajo estudio. Se espera que dicha

información constituya un aporte valioso para el manejo de éstos ecosistemas seminaturales.

I.2.2. Efecto del pastoreo sobre el Banco de Semillas del Suelo

La composición cualitativa y cuantitativa del BSS está influenciada por diversos factores. El pastoreo es uno de ellos y actúa en la regulación de la estructura y el funcionamiento de las comunidades de pastizales naturales (McNaughton 1979,1984, Paruelo *et al.*, 2008), y por consiguiente provoca cambios en la estructura y composición de los bancos de semillas (Morici *et al.*, 2009), alterando su diversidad y densidad (Iverson y Walli 1982; Kinloch y Friedel, 2005), como así también la estacionalidad de la germinación (Eriksson y Eriksson, 1997).

El pastoreo o su exclusión, influyen sobre la acumulación o la reducción de la broza existente en los pastizales, la que altera la dormancia, germinación, predación y por consiguiente la producción de semillas, dispersión, establecimiento y sobrevivencia de cada uno de los componentes de la comunidad (Belsky 1986a, 1986b; Collins, 1987; Willms y Quinton, 1995, Morici *et al.*, 2003, Bisigato *et al.*, 2004).

El pastoreo generalmente se asocia a cambios en la composición de especies en pastizales nativos en todo el mundo (Noy-Meir *et. al.*, 1989; Westoby *et.al.*, 1989; Milchunas & Laurenroth, 1993), debido a que la herbivoría afecta la coexistencia de las especies por cambios en las jerarquías competitivas (Keddy y Shipley, 1989; Bowers, 1993) ya sea facilitándola, a través de la disminución del área foliar de las especies dominantes (Connell, 1975; Archer y Detling, 1984; Mark, 1994; Hofsede *et al.*, 1995), o posibilitando el reemplazo de especies

(Archer y Detling, 1984, Morici *et al.*, 2003). A menudo los cambios florísticos involucran el reemplazo de especies palatables por especies no palatables las cuales pueden finalmente dominar en el reemplazo del pastizal (Moretto y Distel, 1999, Morici *et al.*, 2009).

Las especies que incrementan su abundancia bajo la presión de la herbivoría poseen atributos que las diferencian de las que decrecen con ella tales como: tallos bajos o postrados, baja tasa de crecimiento, baja área foliar específica, hojas pequeñas y resistentes y baja palatabilidad (Noy-Meir *et al.*, 1989; Mc Intyre *et al.*, 1995; Díaz *et al.*, 2004 y Cingolani *et al.*, 2005). Se ha sugerido que estas formas de crecimiento pueden constituirse como mecanismos de evasión al pastoreo (Briske, 1991; Milchunas y Lauenroth, 1993), posibilitando al mismo tiempo la conservación o utilización más eficientemente del agua. Naeem *et al.*, (2000) y Kennedy *et al.*, (2002) afirman que la susceptibilidad de una comunidad a la incorporación de nuevas especies, dependería de la disponibilidad de recursos y en qué medida esos recursos cubren los requerimientos de los genotipos. Adicionalmente, Milchunas *et al.*, 1988 afirman que tanto el estrés hídrico como el estrés del pastoreo pueden provocar la pérdida total o parcial de órganos.

Bertiller, 1992,1996 plantea que el banco de semillas del suelo en los pastizales naturales varía en su respuesta al pastoreo según la posición topográfica y microtopográficas en el cual se desarrollan las comunidades establecidas.

En los pastizales con pastos bajos, desarrollados en laderas y sobre suelos someros las especies tienden a arraigar en grietas y fisuras existentes en las rocas o se concentran en acúmulos edáficos (Cabido, *et al.*, 1985 y 1989, Cantero *et al.*,

2001), la cobertura es variable aunque nunca llega al 100%, suelen acumular broza a una tasa más lenta que los pastizales altos, debido a que generalmente son de baja estatura y de menor productividad ya que están sujetos a estrés hídrico. Una de las adaptaciones morfológicas más comunes (Anderson, 1982), son la presencia de órganos subterráneos (bulbos, rizomas y raíces gemíferas).

En los pastizales bajos de las montañas de las sierras de Comechingones, se suele observar mayor diversidad en la vegetación establecida, aspecto que se asocia a las características del conjunto de especies el cuál es el más rico tanto en especies andinas como austrobrasileras (Cantero *et al.*, 1999) respecto a los pastizales altos.

En este mismo sentido, en sitios pastoreados donde el suelo carece de una cubierta de mantillo, Márquez, *et al.*, (2002) observaron en el banco de semillas del suelo un aumento de las gramíneas anuales, hipotetizando que estas especies actuarían como colonizadoras de los parches desprovistos de cobertura producidos por sobrepastoreo del ganado.

En cambio, el pastizal alto ocupa sustratos de profundidad variable con suelos generalmente bien drenados y se desarrollan en laderas con gradientes, suaves. En ésta comunidad, dominan las formas de crecimiento de gramíneas altas, las cuales invierten más recursos en la producción aérea que subterránea (Sims y Singh, 1978), esta adaptación que mejora la competitividad por luz, podría tornar a las mismas más vulnerables al pastoreo por grandes herbívoros (Milchunas *et al.*, 1988). Este pastizal es muy estratificado en aquellos sitios sometidos a pastoreo liviano, no obstante si las condiciones cambian, por ejemplo por sobrepastoreo y fuego recurrentes, puede cambiar su fisonomía (Cabido *et al.*, 1985; Cingolani *et al.*, 2005). El pastoreo liviano genera en los mismos, la acumulación de material muerto

en pié o depositado sobre el suelo, el cual puede ser un factor de control, ya sea evitando la emergencia de plántulas por retención de semillas que inhibe el enterramiento de las mismas o por el macollamiento de las especies dominantes (Jensen y Gutekunst, 2003, Rotundo y Aguiar, 2005).

De lo anterior se desprende que la remoción de la parte aérea, modifica el microclima, principalmente el espectro lumínico, altera las condiciones de crecimiento y permite la germinación de especies en los espacios entre matas (Chaneton y Facelli, 1991, Nuñez *et al.*, 2001). La mayor inversión en parte aérea y los múltiples estratos presentes en éste pastizal sugiere que en ésta comunidad con un pastoreo moderado el tamaño del BSS sería mayor al de los pastos bajos.

Con el sistema de pastoreo continuo, utilizado corrientemente en los pastizales mencionados en los párrafos anteriores, el ganado bovino pastorea con más frecuencia el pastizal bajo que el pastizal alto, dado que las especies codominantes y sus acompañantes, ofrecen una mayor calidad de forraje y un canopeo denso y bajo que resiste bien el pastoreo y rebrota rápidamente, lo que provee al ganado de forraje renovado continuamente en época de primavera-verano coincidiendo con lo planteado por Mc Naughton (1979) y Noy-Meir et al., (1989) para otros pastizales.

El pastoreo continuo y con altas cargas, suele incrementar la proporción de dicotiledóneas anuales, especialmente de malezas (Willms y Quinton, 1995; Clarke y Davison, 2004), lo que trae aparejado una disminución del potencial productivo del pastizal y un mayor aporte al banco de semillas por parte de éste grupo de especies.

En ese sentido, Amuchástegui *et al.*, (2004) plantean que en sitios pastoreados con altas cargas, la gran densidad de semillas de las dicotiledóneas presentes en el banco está relacionada con la abundancia de éstas especies no palatables de hábito rastrero y arrosetado presentes en la vegetación establecida, que se ven favorecidas por el pastoreo selectivo, resultados similares fueron observados por Márquez *et al.*, (2002) y Funes *et al.*, (2001) en pastizales súb-húmedos del centro de Argentina; Kahmen *et al.*, (2002), en pastizales cálcicos europeos.

Es así que las especies de forma de crecimiento en roseta, con tamaño grande de semillas, rápida germinación y desarrollo radicular, representarían una estrategia que competitivamente podría desplazar a las plántulas que no posean éstos atributos (Wright y Westoby, 2001; Sternberg, *et al.*, 2003;).

El efecto del pastoreo prolongado sobre el banco ha sido bien estudiado (O´Connor y Pickett, 1992; Willms y Quinton, 1995), pero poco se sabe acerca de los efectos del descanso estacional, el cual permite la germinación y establecimiento de las especies, especialmente de las gramíneas (Aguilera, *et al.*, 1997). Mientras que la onda máxima de emergencia de plántulas, suele coincidir con el período de máxima frecuencia de ocurrencia de suelo desnudo, Ortega, *et al.*, (1997) y Aguiar y Sala (1997), sostienen que los parches de vegetación juegan un rol importante en la modificación de los procesos ecológicos en los pastizales, por lo que el descanso estacionales es fundamental para la colonización y regeneración de dichos espacios.

No existe un acuerdo generalizado sobre el efecto del pastoreo sobre la densidad del banco de semillas. Por un lado la ausencia de cambios significativos

en la densidad del banco ha sido observada por Milberg y Hansson (1993) y por Milberg (1995), en cambio, O´Connor y Pickett (1992), Ortega *et al.*, (1997), hallaron un menor número de semillas en los bancos de sitios pastoreados, coincidentes con una disminución en la cobertura de plantas y un incremento de la predación de semillas por el ganado. Por otro lado para los pastizales de montaña del centro de Argentina, Márquez *et al.*, 2002, reportaron que el pastoreo tampoco produjo cambios significativos en al dendidad del BSS.

En pastizales semiáridos, muchos investigadores, han encontrado un decrecimiento en la densidad total de semillas en el banco, con niveles muy altos de pastoreo y un incremento en la densidad a niveles intermedios, debido a un aumento en el número de especies anuales (Navie *et al.*, 1996; Landsberg *et al.*, 1997; Kinucan y Smeins (1992).

Mc Donald *et al.*, (1996), afirma que el pastoreo produce un aumento en la proporción de especies con banco persistentes a largo plazo. Esto último puede ser explicado por los movimientos del suelo provocados por el pisoteo del ganado, lo que favorece el enterramiento de semillas. Estas perturbaciones también explicarían el cambio de estrategias de algunas especies entre sitios excluidos al ganado y sitios pastoreados.Tales cambios en la estrategias de banco han sido observado en algunas especies bajo diferentes condiciones microambientales en diversos pastizales (Ortega *et al.*, 1997; Funes *et al.*, 2001).

En cuanto a la presencia de especies exóticas, la baja cantidad de las mismas observadas con intensidades moderadas a altas de pastoreo (Márquez *et al.*, 2002) en el banco de semillas, y en la vegetación establecida (Díaz *et al.*, (1994) y Pucheta *et al.*, (1998a, 1998b), sugieren que el pastoreo no estaría

actuando como una perturbación que favorecería a éstas especies. Por otro lado, Amuchástegui *et al.*, (2004), no observaron un aumento de las especies exóticas en el banco de semillas del suelo, pero sí registraron un incremento en la densidad de las especies exóticas en sitios altamente pastoreados, lo cual podría indicar un deterioro del pastizal a corto plazoen la vegetación establecida, inmediatamente luego de un disturbio.

Se ha observado que la exclusión al pastoreo, incrementa el tamaño del banco, debido a la reducción de la predación de flores y frutos, especialmente en las especies perennes (Bertiller, 1992; O' Connor y Picket, 1992; Ungar y Woodell, 1996). Estos efectos pueden producir cambios en la estructura de la comunidad, en particular en su composición, riqueza y diversidad (Donelan y Thompson, 1980; Facelli y Facelli, 1993).

El pastoreo liviano o su ausencia, produce un incremento de gramíneas perennes cespitosas (Díaz *et al.*, 2006), las que reemplazan a las especies pequeñas adaptadas a la herbivoría, permitiendo la acumulación de mantillo, el cual altera la luz incidente, la temperatura, la dinámica del agua y nutrientes del suelo, factores que afectan la germinación (Facelliy Pikett 1991, Pucheta *et al.*, 1998a). Además, Márquez *et al.*, (2002) observaron que en sitios excluidos al pastoreo el 43% de las semillas quedaron retenidas en el mantillo, dificultando su germinación y establecimiento en el campo.

Cuando varían las condiciones abióticas varían también los factores bióticos que afectan la mortalidad de semillas. Un ejemplo de ello es el enterramiento de las semillas, evento que influye en la tasa de depredación, ya que

las pérdidas por este factor son sustancialmente menores en las semillas enterradas que en las expuestas (Crawley, 1992).

Existe un acuerdo generalizado entre los diferentes autores sobre la escasa correspondencia encontrada entre la composición de la vegetación establecida y el banco para diversos tipos de vegetación (Thompson y Grime, 1979; Ungar y Woodell, 1996; Zobel *et al.*, 2007). Hopfensperger (2007) plantea que el disturbio es un mecanismo común que afecta la similitud entre el banco de semillas y la vegetación establecida. La relación entre el banco de semillas y la vegetación establecida, pueden dar una idea de cómo las perturbaciones afectan la composición, la sucesión y de restauración de una comunidad.

Los pastizales perennes templados del mundo, bajo pastoreo, no son una excepción y la mayoría de los estudios confirman una baja similitud entre la composición del banco y la vegetación establecida (Major y Pyott 1966; Warr *et al.*, 1993, Funes *et al.*, 2003).

La baja asociación encontrada en los pastizales perennes, puede deberse a que bajo estas condiciones, las gramíneas dominantes de la vegetación están ausentes o son escasas en el banco, mientras que aumenta la densidad de semillas dicotiledóneas y especies anuales (O'Connor y Pickett 1992; Bertiller 1996; Mayor *et al.*, 2003). La notable escasez de gramíneas en el banco, podría asociarse no solo al consumo directo de las estructuras reproductivas, sino también a que en las gramíneas perennes prevalece la propagación asexual por sobre la sexual (Nuñez *et al.*, 2001). Funes *et al.*, (2001) reportaron para pastzales altos y pastizales pedregales del centro de Argentina una baja similitud florística, observando que la especie que dominaba en los pastizales altos la vegetación

establecida, estaba ausente en el banco de semillas o con una escasa representación en el mismo.

En otros pastizales del mundo las gramíneas perennes son un componente menor, mientras que están bien representadas las dicotiledóneas y graminoides en el banco de semillas (Lunt 1997; Stenberg *et al.*, 2003). Además, las semillas de gramíneas perennes tienden a tener longevidades más breves que las dicotiledóneas (Graham y Hutchings 1988 a y b; Baskin y Baskin 1998).

Los estudios realizados en pastizales anuales han comprobado que existe una fuerte asociación entre la composición de la vegetación establecida y el banco, ello puede deberse en parte a que dichos pastizales son dependientes de la lluvia de semilla para poder persistir al año siguiente (Ungar y Woodell 1996).

I.2.3. Estado del conocimiento del BSS de los pastizales centroargentinos.

Los pastizales naturales de las Sierras de Córdoba (Argentina) han sido objeto de diversos estudios debido a su uso ganadero, ya que constituyen el recurso natural básico para la producción bovina y ovina (Cantero *et al.*, 2001). Los primeros estudios se han dedicado a relevar los pastizales desde un punto de vista fitosociológico (Cabido *et al.*, 1989; Cantero *et al.*, 2001). González *et al.*, (1998, 1999), caracterizaron las principales unidades de paisajes y de vegetación en una cuenca representativa de la heterogeneidad ambiental de estas Sierras.

Cantero *et al.*, (1999, 2001), estudiaron la variabilidad florística en pastizales sobre rocas metamórficas y su relación con gradientes de altitud y de humedad del suelo, y los patrones de riqueza del pastizal. Petryna *et al.*, (2002), Cantero *et al.*, (2003) y Nuñez *et al.*, (2002) estudiaron la relación entre la

riqueza de especies nativas, atributos morfológicos y la resistencia a la invasión por especies exóticas bajo diferentes tipos de disturbios y los efectos del fuego y el pastoreo sobre los tipos funcionales de Poáceas C_3 y C_4.

En lo que respecta al estudio del BSS en los pastizales naturales de las Sierras Grandes, especialmente en la Pampa de Achala, Funes, *et al.*,(1999a y b, 2001 y 2003) estudiaron la composición florística y dinámica estacional de los bancos de semillas en condiciones de invernáculo, a diferentes escalas espaciales y temporales, de los resultados obtenidos, se afirma que las semillas pequeñas y compactas tienden a persistir en el suelo durante más tiempo que las semillas grandes y alargadas o aplanadas. Por otro lado, registraron la dinámica de una especie palatable, *Lachemilla pinnata* en diferentes comunidades. Esta especie estuvo presente en la vegetación establecida en pastizales altos, mientras que en el banco de semillas de dichos pastizales se encontraba muy poco representada, la mayor densidad en el banco fue en los mallines desde donde puede dispersarse a las otras comunidades vecinas, además la mayor densidad se encuentra en los primeros centímetros de suelo.También estudiaron, la influencia de los parches edáficos en la regeneración de los pastizales desde el banco de semillas, la densidad del banco de semillas fue mayor en los mallines, luego en la comunidad de pastos bajos y por último en los pastos altos; presentando un predominio de un banco de semillas transitorio y menos frecuentemente cortamente persistente y persistente, por lo tanto la posibilidad de regeneración es alta en los mallines, intermedia en los pastizales bajos y baja en la comunidad de pastos altos. Sobre los parámetros como riqueza y diversidad en el banco de semillas, en comunidades de pastizales altos a lo largo de un gradiente altitudinal, se registró

que ambos parámetros se incrementaban con la altitud y que directa o indirectamente los climas fríos favorecen la formación de bancos de semillas persistentes.

Adicionalmente otros estudios llevados a cabo en el mismo sitio, realizados por Marco y Paez (2000) focalizaron su trabajo sobre el banco de semillas y la cesación del pastoreo, hallando que la riqueza, diversidad y abundancia decrecían significativamente durante la sucesión del pastizal siguiendo a la cesación del pastoreo.

Por otro lado Márquez *et al.*, (2002) estudiaron los efectos del pastoreo sobre el banco de semillas y la vegetación establecida, en dos comunidades representados por los pastos altos o también denominados pajonales y los céspedes. Los resultados obtenidos mostran que el pastoreo por ganado doméstico no produjo cambios significativos en la riqueza ni en la diversidad, tampoco en la densidad de especies del banco de semillas. Con una escasa ocurrencia de especies exóticas en el banco y reducido efecto del pastoreo sobre la composición de la vegetación establecida, sugieren que el pastoreo no estaría actuando como una perturbación severa. La similitud florística entre el banco de semillas y la vegetación establecida fue muy baja al igual que lo reportado por Funes *et al.*, (2001) en pastizales similares, donde además se concluye que tanto en los tratamientos pastoreados como los no pastoreados, predominaron las especies con banco de semillas transitorio.

Del conocimiento generado a través de los trabajos mencionados, surgieron muchos interrogantes sobre el manejo y conservación de éstos

pastizales, uno de ellos fue la necesidad de disponer de un estudio de banco de semillas tanto en condiciones de campo como de invernáculo, a los fines de disponer de información que contribuya a realizar un uso más sustentable del recurso pastizal natural.

I.2.4. Antecedentes en otros Ecosistemas Argentinos

En los pastizales como los semiáridos de la Patagonia se ha estudiado el banco de semillas germinable delos pastizales dominados por *Festuca pallescens* y su relación con el pastoreo o su exclusión y la topografía (Bertiller, 1992 y 1996; Bertiller y Aloia 1997). Registrando que las especies dicotiledóneas dominaron el banco de semillas germinables en todos los estados, sin embargo en las partes altas del pastizal el BSS de las perennes no se vió disminuido por el pastoreo y que el reclutamiento de plántulas de pastos perennes depende de la entrada de agua disponible y los sitios seguros para germinar. Por otro lado Bisigato (2000) y Bisigato y Bertiller (2004), en el Monte patagónico, registraron que el pastoreo severo reduce la presencia de pastos perennes en el banco de semillas, al disminuir la cobertura de los mismos sobre el suelo, agregando que el pastoreo limita el desarrollo y establecimiento de nuevas plántulas ya sea por la remoción de gramíneas palatables y/o por el pisoteo del mismo.

Ghermandi (1997) en pastizales semiáridos de *Nassella speciosa*, ubicados en la Patagonia registraron que la especie que dominaba en la vegetación establecida (*Nassella speciosa*), se hallaba raramente representada en el banco de semillas y las especies que mayor contribución realizaban al mismo fueron

especies dicotiledóneas, coincidiendo con otros estudios realizados en otros ecosistemas de Argentina (Mayor *et al.*, 2003).

Otros estudios realizados en el distrito occidental en la Patagonia (Rotundo y Aguiar 2005) sobre el efecto de la broza en el reclutamiento de semillas y plántulas de pastos como *Bromus pictus*, altamente preferido por el ganado, mostraron que la broza, solo tiene un efecto consistente sobre la retención de semilla y su emergencia, pero no efectos netos sobre el establecimiento de las plantas.

Mayor *et al.*, (2003, 2007) focalizaron su interés en la fluctuación estacional del BSS relacionado a los efectos de la cobertura de los arbustos y el pastoreo en pastizales al sur-este del Caldenal, registrando que las semillas de *Piptochaetium napostaense*, poseen mayor densidad del BSS en diciembre, posterior a su diseminación y que la cobertura del arbustal no se asoció con una mayor densidad del banco de los pastos perennes.

En la provincia de La Pampa, pero también en un bosque de Caldenal, Morici *et al.*, 2009, realizaron trabajos para determinar las posibles diferenciasen en algunas variables estructurales entre parches y su influencia en el banco de semillas de gramíneas por efecto del pastoreo, confirmando que el pastoreo modificó la diversidad florística y la riqueza específica, provocando en los parches de gramíneas forrajeras un aumento de la densidad de especies no palatables en el BSS. El efecto más destructivo del pastoreo se produce por la utilización ineficiente de los recursos forrajeros (Morici *et al.*, 2003).

Por otro lado Loydi y Distel, 2010; Loydi *et al.*, 2012 focalizaron su estudio sobre la diversidad florística bajo diferentes intensidades de pastoreo por grandes herbívoros y el banco de semillas germinable en pastizales Serranos del Sistema de Ventania, Buenos Aires, observando que el pastoreo reduce la densidad y riqueza de las gramíneas en el banco de semillas, pero no afecta a las especies dicotiledóneas, promueven el incremento de ciertos grupos de especies como las dicotiledóneas arrosetadas y la especies no nativas; además la similitud entre la vegetación establecida y el banco de semillas fue baja en estos pastizales súb-húmedos.

I. 3. Hipótesis

1. Los BSS de las comunidades de gramíneas altas y gramíneas bajas de pastizales naturales centroargentinos se expresan de diferentes maneras en relación a los efectos provocados por la presencia o ausencia del pastoreo.
2. Las evaluaciones del banco de semillas del suelo realizadas en condiciones de invernáculo y campo proveen de información complementaria para poder entender el comportamiento de los pastizales sometidos al pastoreo.
3. La composición del banco de semillas del suelo difiere de la composición de la vegetación establecida para ambas comunidades y los resultados variarán según se los evalúe en condiciones naturales o en invernáculo.
4. En condiciones naturales, el pastoreo o su exclusión, producen diferentes patrones estacionales en la germinación de las comunidades.

I.4. Predicciones

1. Cuando se comparan las dos comunidades, con o sin pastoreo, el tamaño del BSS será mayor en la comunidad de gramíneas altas mientras que la diversidad y la riqueza serán mayores en la comunidad de gramíneas bajas.
2. La expresión del tamaño del banco de semillas es mayor en el invernáculo que en condiciones naturales.
3. En las evaluaciones en invernáculo: el BSS de la comunidad de gramíneas altas proveniente del sitio excluido al pastoreo mostrarán un tamaño y diversidad menor, mientras que en la comunidad de gramíneas bajas la diversidad será mayor.

4. El pastoreo severo está asociado con tamaños mayores de BSS y mayor expresiónde las dicotiledóneas, independientemente de la condición en la que se lo evalúa.
5. En ambas comunidades, los valores de germinación mayores ocurren en otoño.
6. En la evaluación de invernáculo, todos loa tratamientos de pastoreo se asociarán al mayor tamaño del BSS y su riqueza, en cambio, en la evaluación de campo la ausencia de pastoreo es la situación que se asociará con los valores mayores del BSS y su riqueza.
7. En condiciones de campo, las comparaciones entre comunidades muestran al banco de gramíneas bajas con mayor diversidad y riqueza; en cambio ambos componentes estructurales no tienen diferencias significativas cuando las comparaciones para ambas condiciones se hacen dentro de una misma comunidad.
8. Las magnitudes de las diferencias florísticas entre la composición de la vegetación establecida y las distintas expresiones del banco en sendas comunidades y evaluaciones son mayores que las encontradas entre ambas condiciones de evaluación.

I. 5. Objetivos.

I. 5. 1. General:

Evaluar los efectos de la intensidad del pastoreo y el de su ausencia, sobre el tamaño y la variación de la composición florística del banco transitorio de

semillas del suelo en dos comunidades de pastizales serranos centroargentinos, en condiciones de invernáculo y de campo.

I. 5. 2. Específicos:

1. Explorar los efectos de la presencia e intensidad del pastoreo sobre la composición florística de la vegetación establecida y la del BSS.
2. Caracterizar la composición del BSS de ambas comunidades en condiciones, naturales e invernáculo.
3. Explorar los efectos de la presencia/ausencia del pastoreo sobre el tamaño y composición florística del BSS.
4. Describir el comportamiento estacional de la germinación de plántulas en condiciones de campo.

II. MATERIALES Y MÉTODOS

II. 1. Descripción del área de Estudio

El área de estudio pertenece a la "Cuenca la Tapa" (**Figura 1, foto 1**) está situada en la Sierra de Comechingones, (32° 46' de latitud Sur y 64° 56' de longitud oeste). Esta cuenca ocupa unas 50.000 ha y se extiende desde los 900 hasta los 1800 msnm (Cantero *et al.*, 2001).

Comprende siete unidades del paisaje: planicies (altas y bajas), laderas (escarpadas, moderadas, suaves), valles y mallines (González *et al.*, 1999). Estas unidades han sido diferenciadas por topografía (altitud y pendiente), suelo y vegetación. Dentro de ésta unidad ambiental se escogieron para su estudio las unidades que se encuentran a mayor altitud (1400 msnm a 1800 msnm), y corresponden a planicies altas y laderas moderadamente escarpadas. Estas unidades son las más productivas desde el punto de vista ganadero, dado por sus características climáticas y edáficas. La cuenca Arroyo La Tapa, está representada por un 17,5% por planicies altas y un 25,5 % por laderas suaves (González *et al.*, 1998).

Suelos:

Los suelos del área de estudio son loéssicos, de profundidad escasa a media con moderada susceptibilidad a la erosión hídrica. En los paisajes escarpados son *Haplustoles énticos* y *Haplustoles líticos* y en ambientes de valles y mallines los suelos predominantes son *Argiudoles típicos*. El complejo de suelos denominado "pampas de altura", se encuentra ubicado por encima de los 1500 msnm. Son suelos someros de textura franca gravillosa, apoyados sobre roca alterada o roca firme. En valles y bajos con pendientes del 5 al 20% el horizonte superficial presenta

un contenido de materia orgánica moderadamente alto. Los afloramientos rocosos son más evidentes en los sectores escarpados. La baja retención de humedad y drenaje excesivo, el grado de pedregosidad y rocosidad, determinan que el uso sea ganadero. Su principal limitación es la baja capacidad de retención hídrica dada por la escasa profundidad del perfil y los altos porcentajes de rocosidad. (INTA, 1994; González *et al.*, 1999).

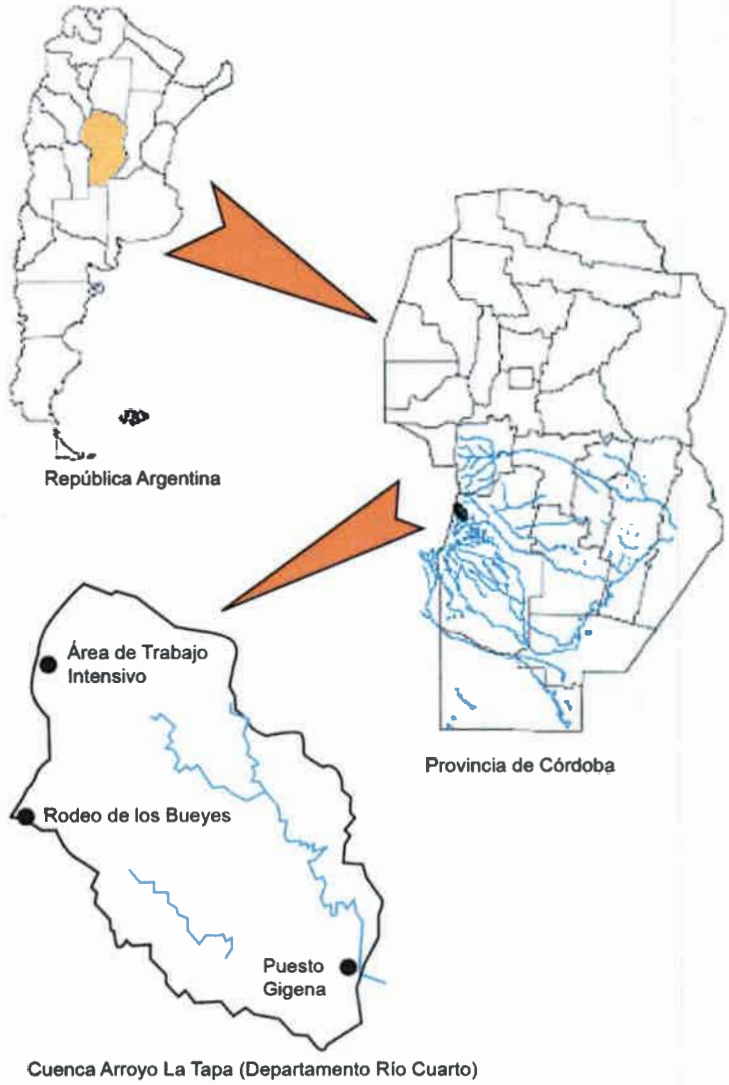

Figura 1. Área de estudio "Cuenca La Tapa" (Adaptado de González, 2000).

Foto 1. Vista panorámica del paisaje donde se ubica el ensayo.

Clima:

Los datos climatológicos provinieron de la estación hidrometereológica completa o de primer orden "*Estación Comechingones*", ubicada en el área serrana donde se realizaron los ensayos y censos de vegetación (32°41'51" S y 64°54'49"W; 1420 msnm). El clima del área es de tipo templado *Semiárido-Subhúmedo* con estación invernal seca, de escasa deficiencia hídrica anual y alta variabilidad en las precipitaciones (González, 2000), con veranos cortos y frescos e inviernos largos, con una temperatura media diaria, promedio de la serie 1994-1999 de 10°C (**Cuadro 1**).

Cuadro 1. Régimen térmico mensual de la estación Comechingones, años 1994 a 1999.

Año	Mes más cálido	Temperatura Máxima (°C)	Mes más frío	Temperatura Mínima (°C)	Fecha1ª. helada	Días con temp. Min>8°C
1994	Diciembre	32,3	Julio	- 6,5	19 Abril	187
1995	Noviembre	32,0	Julio	- 10,1	1 Marzo	168
1996	Enero	29,7	Junio	- 12,0	20 Mayo	175
1997	Diciembre	29,5	Junio	- 6,6	5 Mayo	144
1998	Enero	32,44	Septiembre	- 7,8	15 Mayo	151
1999	Febrero	29,8	Agosto	- 13,2	15 de Abril	130

Temperatura máxima: promedio mensual de temperaturas máximas diarias. Temperatura mínima: promedio mensual de temperaturas mínimas diarias.

Los meses más cálidos son los de diciembre y enero siendo 32,4 °C (enero 1998) el valor promedio mensual de temperaturas máximas más alto de la serie 1994/1999. Los meses más fríos fueron junio, julio y agosto, siendo el promedio mensual de temperatura mínima más bajo registrado en la serie 1994/99, de -13,2 °C (agosto, 1999). Las heladas comienzan en marzo-abril y terminan en agosto-septiembre (**Cuadro 1**,**Cuadro 2** y **Figura 2**).

Cuadro 2. Temperaturas del aire diarias de la estación Comechingones: medias, máximas y mínimas, promedios mensuales y promedio anual, serie 1994/99.

	Temperatura media	**Temperatura máxima**	**Temperatura mínima**
Enero	14,6	26,7	3,6
Febrero	17,4	29,8	3,4
Marzo	13,9	25,3	2,9
Abril	9,0	20,2	-5,3
Mayo	7,4	20,0	-0,9
Junio	5,7	20,7	-3,9
Julio	3,9	21,4	-7,0
Agosto	6,7	25,5	-13,2
Septiembre	10,4	24,4	-2,7
Octubre	10,5	27,5	-6,7
Noviembre	12,0	25,8	-1,7
Diciembre	14,2	27,0	-0,2
Media Anual	10,5	24,5	-2,6

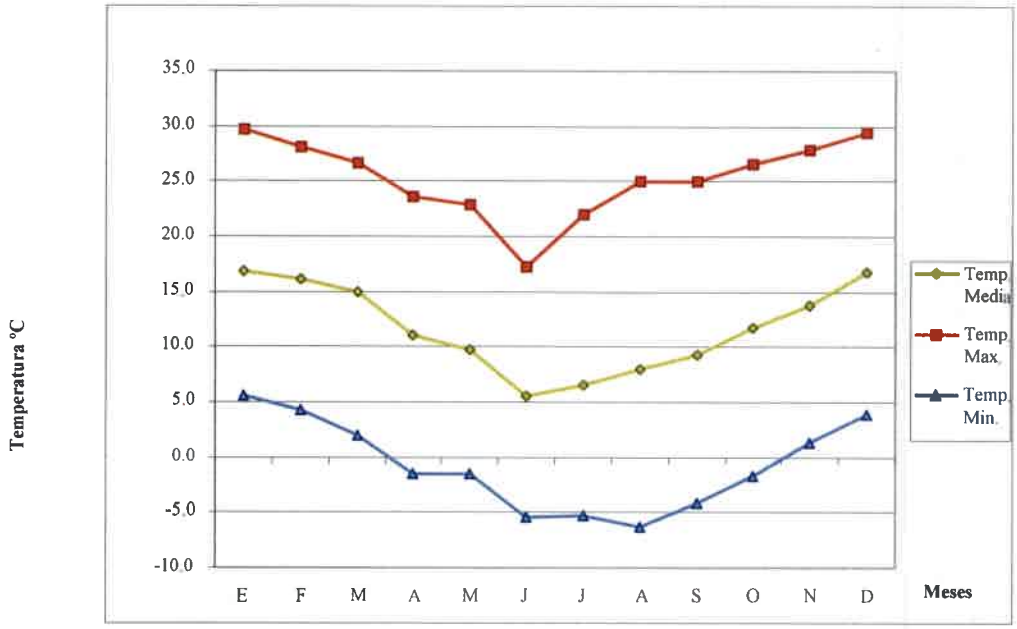

Figura 2. Promedios mensuales de temperatura del aire diaria: promedio, Máxima y Mínima, serie 1994-99 estación meteorológica Comechingones.

Temp. Máx. = promedio mensual temperatura máxima diaria; Temp. Mín. = promedio mensual de temperatura mínima diaria; Temp. Media = promedio mensual temperatura media diaria.

En la **Figura 3** se muestra el climograma construido con los datos de la estación Comechingones de los años 1994-1999. Se observa que las precipitaciones superan al doble de temperaturas en prácticamente todo el año, solo observamos un periodo de aridez en los meses de julio, agosto y septiembre. Utilizando los mismo datos a través del método de Evapotranspiración potencial de Thornthwaite, González (2000) estableció dos períodos bien marcados con déficit hídrico, mayo, junio y julio, y septiembre-octubre.

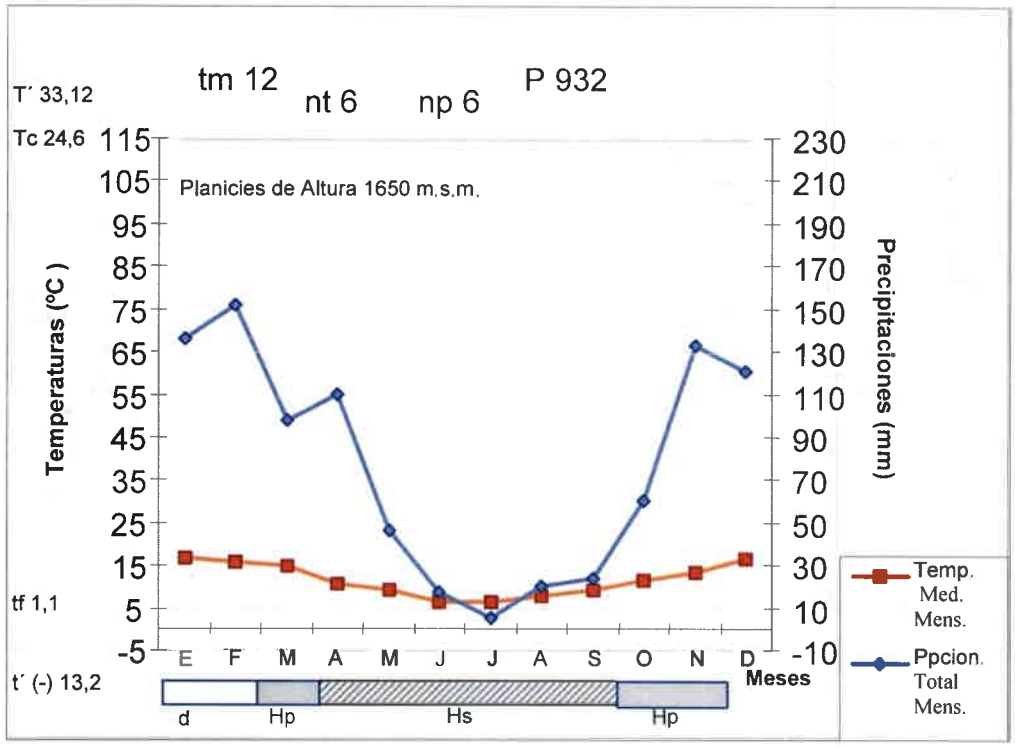

Figura 3. Diagrama climático estación Comechingones - Serie 1994-99

nt: número de años de datos de temperaturas; np: número de años de datos de precipitaciones; tm: promedio de temperaturas medias del año; P: precipitaciones anuales totales; T´: temperatura máxima absoluta anual Tc:media de las temperaturas máximas diarias del mes más cálido; tf: media de las temperatura mínimas diarias del mes más frío; t´: temperaturas mínimas absoluta del año; d: periodo libres de heladas; Hs: periodo con heladas; Hp: heladas probables.

El clima es de tipo monzónico, con un período lluvioso de seis meses (primavera-verano) alternando con un período seco (otoño-invierno), la precipitación anual promedio (años 1994-1999) fue de 948mm.

Cuadro 3, se muestran las precipitaciones totales anuales y en la **Figura 4** la distribución mensual de las precipitaciones acumuladas mensualmente de la estación Comechingones, promedio serie 1994-99.

Cuadro 3. Precipitaciones totales anuales de la Estación Comechingones (promedio de los años 1985-1991 y 1994-1999) según los meses de primavera-verano, otoño-invierno y mensuales.

SERIE	Pp.m.a.(mm)	Pp.Prim-Ver (mm)	Pp.Inv-Otoñ (mm)
1985-1991	1184	939	245
1994-1999	948	718	229

Referencias: Pp.m.a. (mm) precipitaciones media anual en mm; Pp.Prim-Ver (mm) (%) precipitaciones en primavera-verano en mm y Pp.Inv-Otoñ(mm). Fuente: González (2000) y Pereyra (2009)

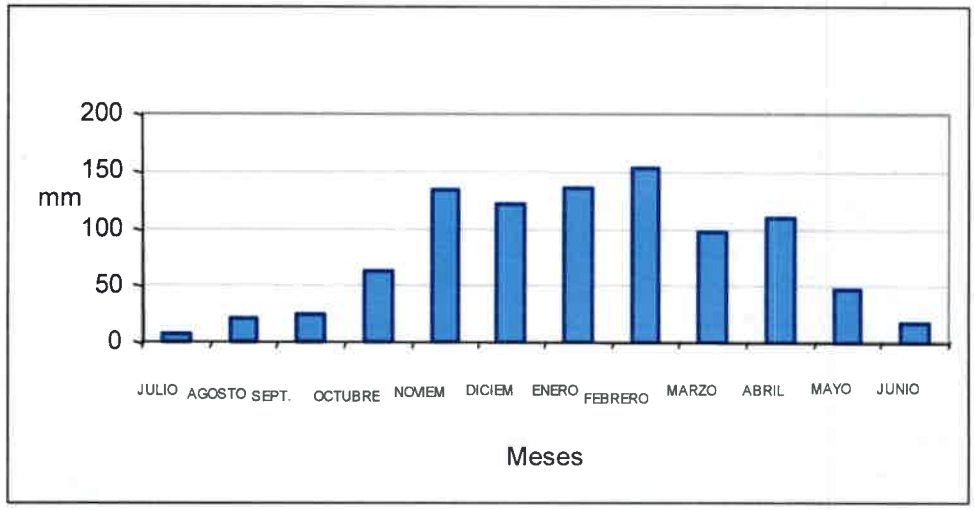

Figura 4. Distribución mensual de las precipitaciones acumuladas mensualmente de la estación Comechingones, promedio serie 1994-99. Fuente: González (2000)

Vegetación:

La vegetación pertenece al piso de los pastizales y bosquecillos de altura, hallándose representados sus dos subpisos; el inferior y superior. Desde el punto de vista fitogeográfico, la región pertenece al "Distrito Chaqueño Serrano" (Cabrera 1976; Luti *et al.*, 1979), sin embargo Funes y Cabido (1995) y Cabido *et al.*, (1998) han sugerido su reubicación debido a la gran proporción de especies de linaje andino-patagónico presentes en el área (**Figura 5**). Desde el punto de vista florístico es la región con mayor riqueza florística del centro de Argentina, predominando las especies nativas y entre ellas muchas endémicas (Cantero y

Bianco, 1986; Zuloaga *et al.*, 1999). Según Cantero *et al.*, 2001, los pastizales estudiados en el área exhiben una alta riqueza (368 taxones registrados). Corresponden a ocho complejos de comunidades o ecogrupos (Cantero *et al.*, 1999). El **Cuadro 4** muestra la composición de los ecogrupos de especies de la cuenca La Tapa. En la escala regional, a nivel de toda la cuenca, las comunidades vegetales están asociadas a un gradiente altitudinal complejo, topográfico-climático.

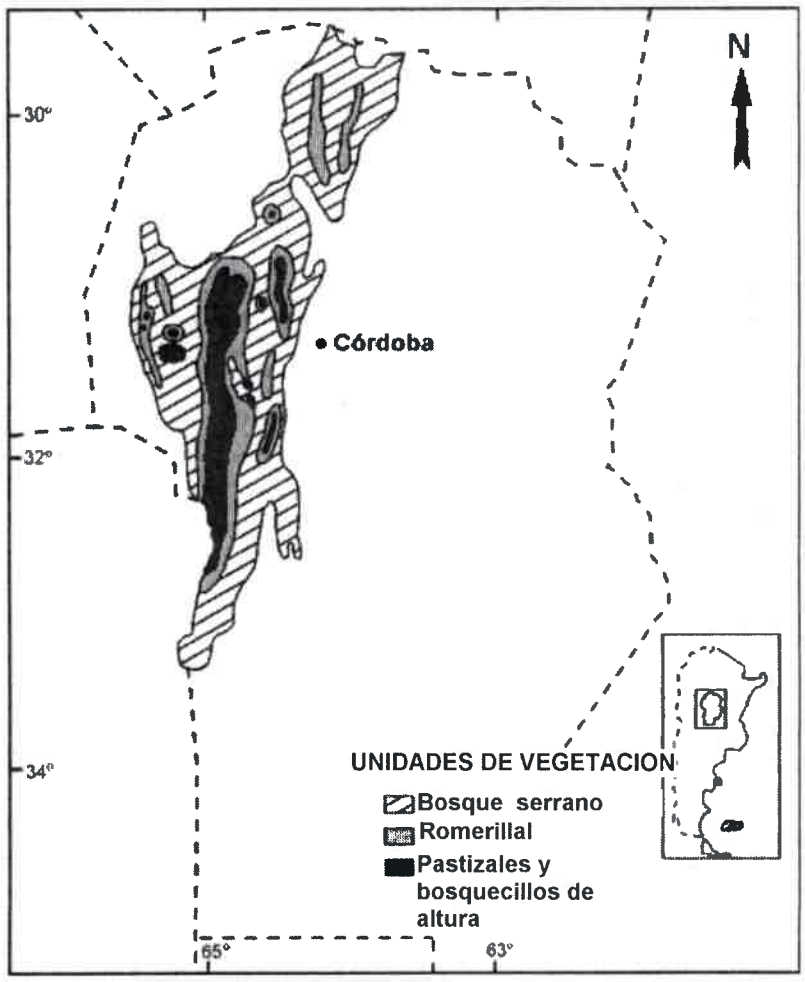

Figura 5. Ubicación de los pastizales de las sierras de Comechingones, provincia de Córdoba Argentina. Fuente: (Luti *et al.*, 1979).

Las diferentes comunidades están asociadas a distintas condiciones ambientales de las cuales la profundidad de suelo es la característica diferencial más sobresaliente. Los paisajes más productivos (pampas) se encuentran por encima de los 1600 msnm, y presentan un predominio de pastizales de gramíneas cespitosas altas pertenecientes a los ecogrupos I y IV (*Festuca hieronymi* y *Deyeuxia hieronymi*), en combinación con una vegetación baja ecogrupo V (*Sorghastrum pellitum*).

Cuadro 4. Ecogrupos definidos en la Cuenca Arroyo La Tapa – Sierras de Comechingones.

ECOGRUPOS	ESPECIES DOMINANTES	ESPECIES CON ALTA CONSTANCIA
Ecogrupo I	*Deyeuxia hieronymi y Nassella pseudopampagrandensis*	*Hypoxis decumbens, Carex fuscula, Gentianella multicaule, Agrostis montevidensis, Bidens triplinervia, Lachemilla pinnata*
Ecogrupo II	*Festuca circinata*	*Chascolytrum paleapiliferum, Juncus imbricatus, Lachemilla frigida, Nassella neesiana var. sublaevis, Oreomyrrhis andicola*
Ecogrupo III	*Poa stuckertii*	*Ranunculus praemorsus, Geranium magellanicum, Eryngium agavifolium, Plantago australis.*
Ecogrupo IV	*Paspalum quadrifarium*	*Chascolytrum rufum, Viola japonica, Cuphea glutinosa, Euphorbia serpens, Chascolytrum subaristatum, Setaria parviflora.*
Ecogrupo V	*Sorghastrum pellitum* y *Jarava juncoides*	*Muhlenbergia peruviana, Sisyrinchium chilense ssp. chilense, Stylosanthes hippocampoides, Chevreulia acuminata, Chaptalia integerrima, Hypochaeris cespitosa, Bulbostylis juncoides.*
Ecogrupo VI	*Festuca hieronymi*	*Eragrostis lugens, Oxalis sexenata, Galium richardianum, Bromus auleticus, Eryngium nudicaule.*
Ecogrupo VII	*Nassella filiculmis* y *Aristida spegazzini*	*Paronychia brasiliana, Linum sellaginoides, Aristida laevis, Sporobolus indicus, Bothriochloa saccharoides, Rhynchosia senna.*
Ecogrupo VIII	*Eleocharis spp., Cyperus spp.* y*Rhynchospora glauca*	*Eleocharis nodulosa, Eleocharis albibracteata, Cyperus niger, Juncus dombeyanus, Rhynchospora brownii*

Fuente: González (2000).

El área de estudio involucró principalmente a los **Ecogrupos I** y **V**. El

primero de ellos se corresponde a planicies altas relativamente planas, con pendientes simples y largas de bajo gradiente (4 - 7%). Funcionan como áreas emisoras de escurrimientos superficiales e hipodérmicos hacia las planicies bajas, laderas, valles y mallines. El drenaje es bueno. Los suelos son similares a Argiudoles líticos, presenta porcentajes relativamente bajos de rocosidad (2%) y pedregosidad (1%). Como consecuencia de la posición alta y de la homogeneidad topográfica, hay pocas variaciones microclimáticas por efecto de la exposición y la incidencia solana-umbría es despreciable (González 2000).

La vegetación predominante pertenece al **Ecogrupo I** de pajonales y pastizales. Se caracterizan por la dominancia de *Deyeuxia hieronymi* y *Nassella pseudopampagrandensis,* gramíneas altas, cespitosas, que dejan escasos espacios internos para el crecimiento de otras especies. La cobertura es siempre muy alta y el número promedio de especies es intermedio en relación a los sitios más xéricos y húmedos. El rápido cierre del canopeo por parte de estas gramíneas puede ser una de las causas más importantes de los valores de riqueza específica hallados.

El **Ecogrupo V** corresponde a laderas moderamente escarpadas que dominan en los pisos altitudinales entre 1500 y 1800 msnm. Ocupan las posiciones convexas del paisaje, el relieve es inclinado con pendientes de 17 a 25%. El escurrimiento es rápido, con baja proporción de detención y retención de las precipitaciones. Los suelos son someros, con una profundidad de 15 y 30 cm, similares a *Udorthentes líticos.* La rocosidad varía desde 20% hasta 50%.(**Cuadro 5**)

Cuadro 5. Perfiles de suelo representativos del área en estudio - Unidad planicies altas (32|°43'26"S, 64°54'35"W, 1680 msnm) y unidad laderas moderadamente escarpadas (32°43'03"S, 64°55'54"W, 1650 msnm).

	Unidad	
	Planicies Altas	Laderas Moderadas
Horizontes	A B IIBt IIC	A R
Profundidad (cm)	0 –23 24-38 39-63 >63	0-16 > 16
Materia orgánica (%)	11,7	9,1
Arcilla < 2 μ (%)	22,4	10,6
Limo 2-50μ (%)	28,1	14,6
Arena 50-1000 μ (%)	41,2	42,8
Gravilla >1000 μ (%)	8,2	32,0
Agua útil (%)	13,0	6,6
PH en agua 1:2,5	5,3	5,0
Cationes/cambio (me/100g) Calcio Magnesio Sodio Potasio	 14,9 2,6 0,1 0,7	 4,2 0,8 0,1 0,3
Suma bases (S) (me/100g)	18,3	5,4
CIC (T) (me/100g)	29,6	10,2
Saturación con bases (S/T) (%)	61	53,2

Fuente: González (2000)

La vegetación predominante está dominada por *Sorghastrum pellitum* y *Jarava juncoides*, asociada a suelos poco profundos, ubicados en laderas con afloramientos rocosos y material disperso en la superficie. Son ambientes caracterizados por déficit hídricos, predominando los pastizales xerófilos bajos. Son comunidades con alta diversidad florística, y un bajo número de especies exóticas.

En los últimos 100 años los pastizales han sido pastoreados por animales domésticos con presiones de carga bajas a moderadas (0.2- 0.3 EV/ha). Se asume que estos pastizales productivos tienen una historia larga de pastoreo y que han evolucionado junto a la presencia de herbívoros nativos principalmente el guanaco

(*Lama guanicoe* y *Vicugna vicugna)*, soportando a su vez pastoreos por herbívoros introducidos desde hace 300 años (Díaz *et al.*, 1992, 1994; Pucheta *et al.*, 1998a y b). Actualmente el ganado pastorea en lotes de gran extensión, en forma continua y con una carga liviana, generándose sobreutilización de algunas áreas y subutilización de otras, complejizando el patrón de vegetación asociado a la heterogeneidad ambiental (Cantero *et al.*, 2001)

El fuego es realizado en forma itinerante, especialmente en primavera y verano con el propósito de aprovechar el rebrote de los pastos, bajo escaso control, pudiendo afectar superficies extensas (Herrera *et al.*, 1978; Menghi*et al.*, 1989)

II. 2. Diseño experimental, caracterizaciones y evaluaciones

II. 2. 1. Diseño Experimental

Se aplicó un diseño experimental completamente aleatorizado (D. C. A.), utilizando un ensayo anterior (Cantero, 1997) **Figura 6**, el cual involucraba tres tratamientos de intensidades de pastoreo: 1 EV/ha, 0,25 EV/ha y exclusión al pastoreo doméstico (Clausura), los que al momento del muestreo de este trabajo llevaban tres años de ejecución.

Consideraciones:

1EV/ha: Representa el promedio anual de los requerimientos de materia seca de una vaca de 400kg de peso vivo que cría un ternero de 160kg de peso vivo a los 6 meses de edad, incluido el forraje consumido por este último (Society Range Management 1987).

0.25 EV/ha: Carga promedio del área en los últimos 25 años en la región.

Clausura: Sin acceso al pastoreo por el ganado doméstico a partir de Mayo de 1996.

De acuerdo a la clasificación de Deming (1939), 1 EV/ha corresponde a un pastoreo severo y 0.25 EV/ha corresponde a un pastoreo moderado, términos que se utilizarán en este ensayo para denominar a los respectivos tratamientos. Estas parcelas fueron pastoreadas con una única categoría de animales, vacas preñadas, evaluándose anualmente la condición corporal al comienzo y al final del ensayo.

En el caso de los tratamientos sometidos a pastoreo, éste fue estacional, desde mediados de diciembre a mediados de abril con el propósito de concentrar el mismo durante el período de máxima calidad nutricional de las especies, incrementando la producción animal y permitiendo un descanso hacia el final de la estación favoreciendo a las especies deseables. Al momento de iniciado éste trabajo, el ganado había sido retirado con anterioridad.

Las observaciones se realizaron a partir de mayo del año 2000. Para obtener las muestras del banco de semillas del suelo se respetaron los mismos tratamientos de pastoreo llevados a cabo en las dos comunidades: *Deyeuxia hieronymi* (**PGA**) (**Figura 6**) y *Sorghastrum pellitum* (**PGB**) (**Figura 6**),que coexistirán espacialmente en cada parcela. El área del ensayo abarcó un total de 2 ha, divididas en 3 parcelas. Para realizar el muestreo del banco se seleccionaron parches homogéneos de vegetación de ambas comunidades, en cada una de las parcelas y para cada tratamiento de pastoreo (1EV/ha, 0,25EV/ha y clausura), evaluados posteriormente en invernáculo y campo.

Figura 6: Detalles del ensayo. Abreviaturas: PGA (pastizal de gramíneas altas), PGB (pastizal de gramíneas bajas), VE (vegetación establecida), INV (invernáculo), CAM (campo)

II. 2. 2. Caracterización de la vegetación establecida (VE)

Para evaluar la composición florística de la vegetación actual se ubicaron al azar 20 parcelas de 20 x 20cm, en cada comunidad/tratamiento donde se registró la abundancia-cobertura de todas las plantas vasculares, utilizando la escala de Braun-Blanquet (1979).

II. 2. 3. Evaluación del banco de semillas del suelo (BSS)

El banco fue estudiado a través de la metodología de *emergencia de plántulas* que es el método más frecuentemente usado, por la mayor facilidad en la identificación de plántulas respecto a semillas (Brown 1991; Ter Heerdt *et al.*, 1996; Römermann *et al.*, 2005) y porque provee una aceptable estimación de la fracción rápidamente germinable del banco de semillas (Gross 1990; Bakker 1989; Thompson 1992). Este método tiene la restricción de que no está diseñado para proveer una estimación completa de toda la flora presente en el banco de semillas, pues las condiciones impuestas en el invernadero no siempre son las adecuadas para cumplir con todos los requerimientos de germinación de todas las especies presentes (Mayor y Pyott 1966). En este trabajo se analizaron los primeros 5cm de suelo en donde se ubica el banco de semillas transitorio (objeto de nuestro estudio). El mismo fue evaluado en tiempos y espacios diferentes (invernáculo y campo).

II. 2. 3. 1. Evaluación en Invernáculo

El protocolo experimental de banco en invernáculo se muestra en la **Figura 7.** Se evaluó el BSS en una oportunidad, considerando la fecha más propicia el mes de mayo de acuerdo a Funes *et al.*, (2001), y que coincide con el

momento posteriora la lluvia de semillas de las especies estivales. Se extrajeron 20 muestras (réplicas) en cada comunidad/tratamiento.

Cada réplica estuvo a su vez compuesta de 10 submuestras localizadas aleatoriamente (que luego fueron homogeneizadas). Las submuestras fueron extraídas con un sacabocado de 5cm de altura y 3,5cm de diámetro. Bakker (1989) y Thompson *et al.*, (1993) afirman que las semillas de especies con banco de semillas transitorio tienden a permanecer en las capas más superficiales del suelo o sobre la superficie ya que son grandes, de forma aplanada y con accesorios para la dispersión.

El volumen de suelo extraído por cada tratamiento fue de 0.010 m^3, siendo equivalente a una superficie de suelo de 0,1924 m^2.La expresión de los resultados en metro cuadrado fue preferida para facilitar la lectura y comparación con otros trabajos. Las muestras de suelos correspondientes a cada tratamiento fueron secadas en laboratorio a temperatura ambiente y posteriormente pasadas a través de 3 tamices de 1cm, 2,5mm y 250 μm de malla, a los fines de eliminar partes de bulbos, restos de plantas y pedregullo (Ter Heerdt *et al.*, 1996).

Las muestras fueron sometidas a bajas temperaturas (5°C) en la heladera, durante 4 semanas; siguiendo la metodología propuesta por Kaoru y Tilman (1996) y por McDonald *et al.*, (1996). Posteriormente, las réplicas fueron colocadas en bandejas plásticas sobre un soporte de arena esterilizada de 2 cm de espesor, mantenidas bajo condiciones de invernáculo para la germinación de las plántulas. Estas fueron identificadas y contadas semanalmente, extrayéndose a medida que emergían. Se cuantificó el número de plántulas de cada especie en cada bandeja (réplica) y posteriormente se obtuvo un valor medio de cada especie

con su respectivo desvío estándar. Las plántulas que germinaron y no pudieron ser identificadas, fueron mantenidas en macetas dentro del invernáculo durante un año para su correcta identificación. El banco transitorio se evaluó durante un año luego de la siembra, si bien el mayor pulso de germinación tuvo su ocurrencia durante los tres primeros meses del ensayo (Thompson *et al.*, 1997).

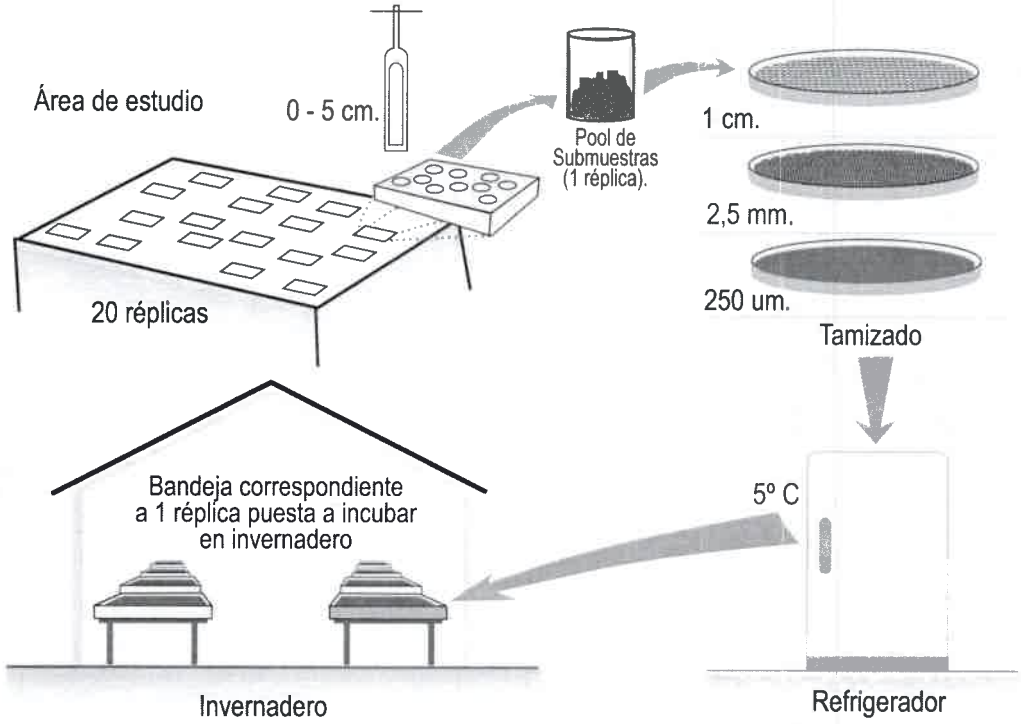

Figura 7. Detalle del sistema de muestreo para la evaluación en el invernáculo.

2. 3. 2.Evaluación en el campo

Para evaluar la emergencia de plántulas a campo (**Figura 8**) se ubicaron en cada comunidad/sitio/tratamiento, 20 parcelas de lectura permanente de un área de $0.04m^2$ cada una, donde se censaron y extrajeron simultáneamente las plántulas que iban apareciendo, con una frecuencia de dos (2) censos por mes durante las estaciones de otoño y primavera. Los resultados se expresan en valores medios para un área de $0,8m^2$, que es el área muestreada en cada tratamiento.

En esta tesis se denomina, por conveniencia, "semillas" a todas las diásporas, ya sean semillas propiamente dichas, frutos, partes de frutos e inflorescencias.

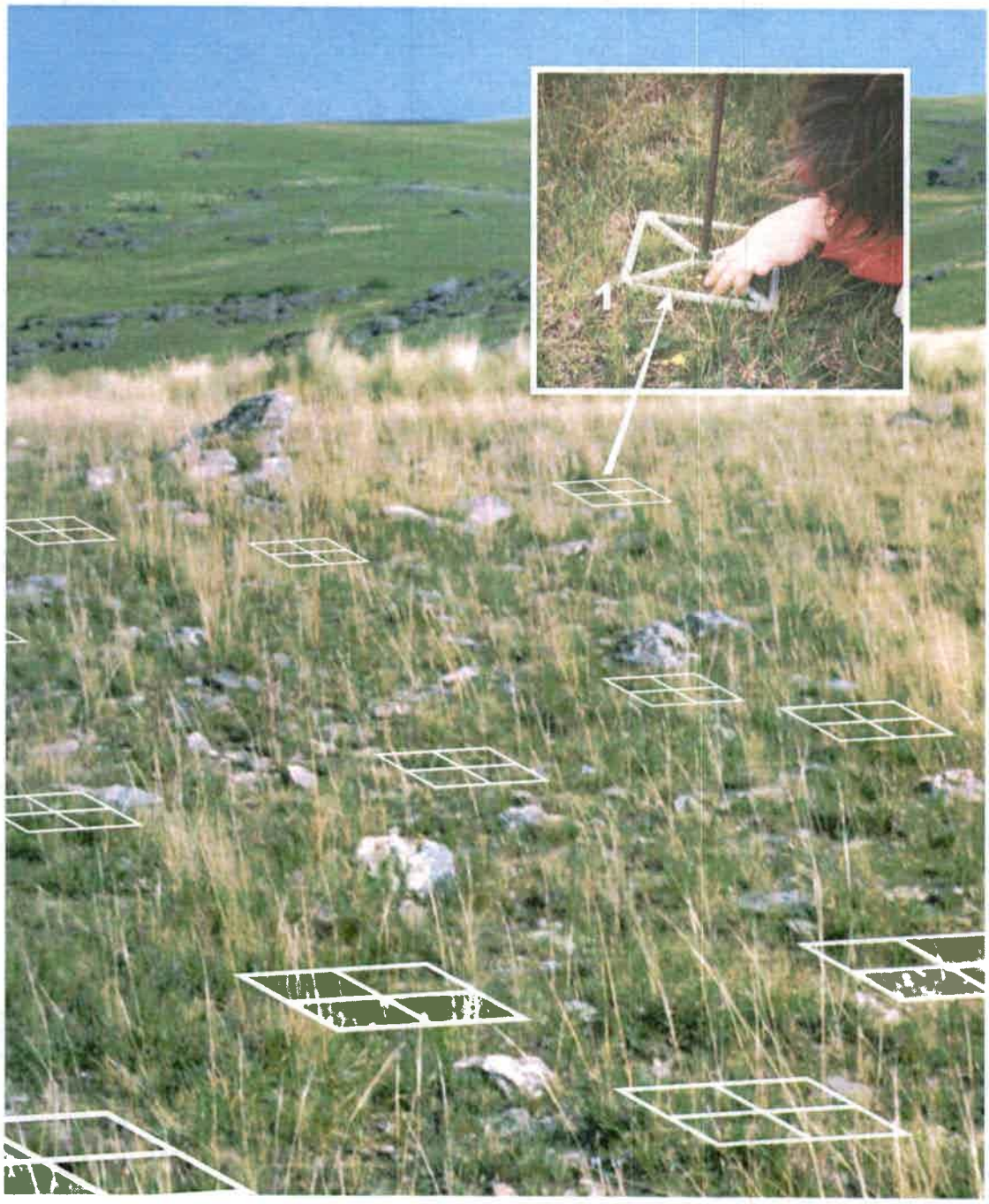

Figura 8. Detalle del muestreo en la evaluación a campo. 1: parcela de lectura permanente, Ej: para la comunidad de PGB.

I.3. Análisis de los datos

El análisis estadístico fue ejecutado a partir de los valores medios de cada una de las 20 réplicas.

Diseño de muestro:

20 réplicas x 2 sitios (PGA; PGB) x 3 tratamientos

El tamaño del BSS fue expresado en la unidad de 1 m^2, para poder visualizar de mejor manera los resultados y analizar las comparaciones entre las evaluaciones realizadas. Para analizar el tamaño del BSS, se consideraron los factores, Sitio (PGA y PGB) y tratamientos (1EV/ha, 0,25EV/ha y Clausura). Los datos se analizaron mediante un arreglo factorial sobre un diseño completamente aleatorizado, para establecer sí existían diferencias entre las comunidades en su respuesta a los diferentes tratamientos y poder analizar la interacción entre sitios-tratamientos. Este análisis fue ejecutado para las dos evaluaciones del ensayo (invernáculo y campo).

Las diferencias debidas al efecto del pastoreo sobre el tamaño del banco en cada comunidad fueron evaluadas a través de pruebas paramétricas, (ANAVA de una vía y posteriormente Test de Tuckey, cuando los datos cumplieron con los supuestos de homogeneidad de la varianza (comprobados a través de la prueba de Shapiro-Wilks y del análisis de residuos).Se utilizaron transformaciones de la $\sqrt{2}$ de los datos, ya que ha sido demostrado mejoran al ajuste a los supuestos de la normalidad (Zar 1999). Cuando no hubo ajuste a los supuestos de normalidad, se utilizaron métodos no paramétricos (ANOVA de Kruskal-Wallis y test de comparación de pares de medias). Para comparar el tamaño BSS entre las dos evaluaciones se utilizó el test de rango de Wilcoxon.

Para analizar la estacionalidad de la germinación en el campo se realizó un ANAVA de medidas repetidas en donde se tuvo en cuenta factores sitios, tratamientos y como factor repetido, fecha (otoño y primavera).El análisis en forma conjunta de ambas estaciones fue necesario para cotejar similitudes en la composición florística de cada evaluación y también con la vegetación establecida (VE)

Para evaluar la composición florística de la VE y de las evaluaciones del BSS en invernáculo y en el campo se realizó un análisis de de ordenación (DCA), dicho análisis se realizó mediante el programa estadístico PC-ORD (McCune y Mefford 1999). Los datos florísticos se presentan en cuadrosque incluyen las especies relevadas en las comunidades y tratamientos realizados. Luego se emplearon: el índice de diversidad (Shannon-Weaver1949), la riqueza, la equidad, el coeficiente de similitud (Sorensen 1948).

Observaciones:

Riqueza (S): n° total de especies censadas.

Diversidad específica(H'):*índice de Shannon-Weaver,* $H' = -\sum_{i=1}^{s} PiLnPi$

Equidad(J') = $H' / Hmáxima, donde H_{máx} = Ln\ S.$

Similitud (s): Coeficiente de Sorensen

s=2a/ (2a+b+c)

a = número de especies comunes en el sitio 1 y 2

b = número de especies exclusivas del sitio 1

c = número de especies exclusivas del sitio 2

Los análisis fueron realizados con el software InfoStat, (Di Rienzo *et al.*, 2011) y el programa estadístico SPSS.Para la nomenclatura de las especies se siguió a (Zuloaga *et al.*, 1994; Zuloaga y Morrone 1996, 1999) y también se consultó el Catálogo *on line* de Las Plantas Vasculares de la Argentina, del Instituto de Botánica Darwinion (http://www.darwin.edu.ar)

III. RESULTADOS

III.1.Caracterización florística de la Vegetación establecida (VE)

Del total de especies registradas (noventa y nueve) en la VE, sólo cuarenta y cuatro son comunes en ambas comunidades, siendo veinte las especies exclusivas del pastizal alto y treita y cinco exclusivas del pastizal bajo (**Cuadro 7** y **10**). A travez del análisis de ordenamiento de las comunidades condiderando la vegetación establecida (**Figura 9**) se observó como las comunidades de pastos altos (PGA) y pastos bajos (PGB) en función de la composición florística se diferenciaron, evidencia que fue mayormente explicada por el eje 1 eigenvalue=0.59 y en menor medida por el eje 2: eigenvalue=0.21.

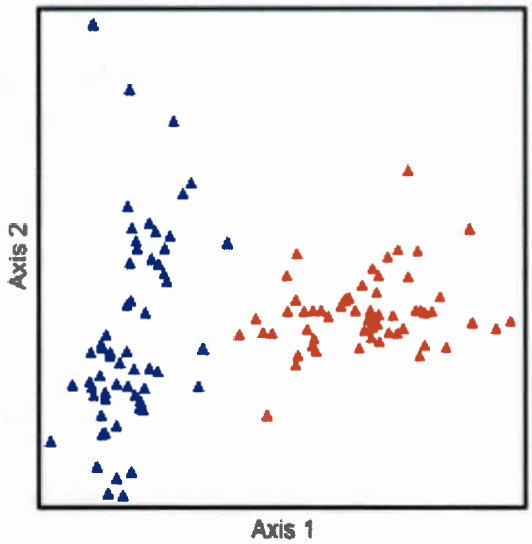

Figura 9. Ordenamiento de las réplicas de las comunidades considerando la vegetación establecida, según eje 1 y eje 2 de DCA, vegetación establecida de ▲ PGA y vegetación establecida de ▲ PGB.

Cuando se realizó el ordenamiento de las réplicas de la VE en cada comunidad en función de los tratamientos, se vizualizó mayores diferencias florísticas entre las réplicas pastoreadas y el tratamiento clausura, (**Figura 10**, eje:2) ésta diferencia es aún mayor en la comunidad de PGB. Al analizar el

ordenamiento de las réplicas de los tratamientos con pastoreo en las comunidades no evidenciaron mayores diferencias florísticas (**Figura 10**, eje: 2).

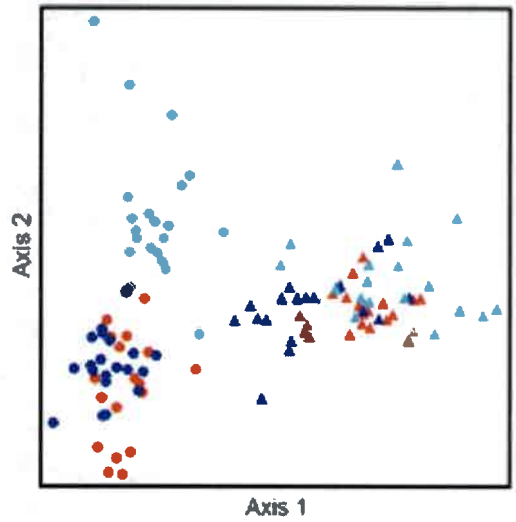

Figura 10. Ordenamiento de las réplicas de las comunidades considerando la vegetación establecida y los tratamientos, según eje 1 y eje 2 de DCA, PGA: ▲ 1Ev/ha, ▲ 0,25EV/ha, ▲ Clausura. PGB; ● 1Ev/ha, ● 0,25EV/ha y ● Clausura.

Cuando se comparó la riqueza, equidad y el índice de diversidad entre las dos comunidades a nivel de la vegetación establecida se encontraron diferencias significativas en la riqueza y la diversidad con los valores mayores de todos los índices incluidas la equidad, en el PGB (**Cuadro 6**).

Cuadro 6. Riqueza (S), equidad (J´) y diversidad (H´) de las especies en el PGA y PGB en la VE.

Comunidades	S	J'	H´
PGA	68	0,73	3,07[b]
PGB	79	0,81	3,55[a]

III.1.1. Pastizal de gramíneas altas (PGA)

Se registraron sesenta y cinco especies vasculares en la vegetación establecida **(Cuadro 7)**. Las especies más abundantes fueron *Deyeuxia hieronymi, Hypochaeris chillensis, Taraxacum officinale, Nassella filiculmis, Eryngium nudicaule y Lolium multiflorum.*

Un total de treinta y tres especies fueron exclusivas de los sitios pastoreados, donde se destacó *Andropogon ternatus* por su calidad forrajera, *Nassella pseudopampagrandensis* por su capacidad invasora y *Acycarpha tribuloides*, como especie exótica. En los sitios no pastoreados se censaron 3 especies exclusivas, *Eleocharis dombeyana, Paspalum notatum* y *Solidago chilensis.*

Cuadro 7. Especies presentes en la VE, del PGA. Media de la abundancia-cobertura/m^2(±) desvío estándar.

ESPECIES	TRATAMIENTOS		
	Media ± desvío estándar		
	1EV/ha	0,25 EV/ha	Clausura
Acmella decumbens		0,05±0,22	
Acycarpha tribuloides	0,1±0,31		
Adesmia incana	0,35±0,59	0,25±0,44	0,1±0,31
Agrostis montevidensis	0,05±0,22	0,05±0,22	
Alternanthera pumila		0,05±0,22	
Andropogon ternatus		0,05±0,22	
Anemone decapetala	0,15±0,37	0,2±0,41	0,05±0,22
Arenaria achalensis	0,1±0,31	0,1±0,31	
Bidens triplinervia	0,05±0,22		0,05±0,22
Botrychium australe	0,25±0,44	0,15±0,37	0,05±0,22
Briza subaristata	0,1±0,31	0,05±0,22	0,25±0,44
Bromus auleticus	0,25±0,44	0,1±0,31	0,3±0,57
Bromus catharticus		0,2±0,41	0,4±1,27
Bulbostylis juncoides		0,1±0,31	
Cardus thoermeri		0,1±0,31	0,05±0,22

ESPECIES	TRATAMIENTOS		
	Media ± desvío estándar		
	1EV/ha	**0.25 EV/ha**	**Clausura**
Carex fuscula	0,5±0,61	0,9±0,64	0,65±0,59
Cerastium rivulare		0,05±0,22	
Cheverulia acuminata	0,2±0,41	0,4±0,6	
Chevreulia sarmentosa		0,15±0,37	
Cirsium vulgare	0,05±0,22	0,3±0,47	0,25±0,55
Colletia spinosissima		0,05±0,22	
Conyza bonariensis	0,05±0,22	0,1±0,31	
Conyza serrana		0,15±0,37	
Cuphea glutinosa		0,05±0,22	0,15±0,37
Deyeuxia hieronymi	3,55±1,96	2,8±1,58	5,2±2,48
Dichondra microcalix	0,1±0,31	0,05±0,22	0,1±0,45
Eleocharis dombeyana			0,05±0,22
Eryngium agavifolium	0,65±1,09	0,5±0,95	0,2±0,41
Eryngium nudicaule	0,75±0,55	0,85±0,75	0,2±0,52
Galium richardianum ssp. *richardianum*	0,1±0,31	0,1±0,31	
Gamochaeta spicata	0,05±0,22	0,15±0,37	
Geranium corecore		0,1±0,31	0,05±0,22
Glandularia dissecta		0,05±0,22	
Habenaria hexaptera	0,1±0,31	0,1±0,31	
Hieracium cordobense	0,05±0,22	0,05±0,22	
Hypochaeris caespitosa		0,05±0,22	
Hypochaeris chillensis	3,2±3	2,6±1,67	1±1,17
Hypoxis humilis	0,45±0,51	1,1±0,91	0,2±0,41
Lachemilla frigida	0,1±0,31	0,2±0,41	0,15±0,37
Lachemilla pinnata	0,2±0,52	0,05±0,22	0,05±0,22
Lobelia cymbalaria	0,15±0,37	0,05±0,22	
Lolium multiflorum	0,8±0,62	0,2±0,41	0,35±0,59
Margyricarpus pinnatus	0,1±0,31	0,3±0,47	0,15±0,37
Nothoscordum gracile	0,3±0,47	0,05±0,22	
Oenothera indecora	0,05±0,22	0,05±0,22	
Ophioglossum crotalophoroides ssp.*Crotalophoroides*		0,05±0,22	
Oreomyris andicola	0,05±0,22	0,25±0,55	0,05±0,22
Oxalis sexenata	0,05±0,22		
Paronychia brasiliensis		0,05±0,22	
Paspalum dilatatum		0,05±0,22	

ESPECIES	TRATAMIENTOS		
	Media ± desvío estándar		
	1EV/ha	0.25 EV/ha	Clausura
Paspalum notatum			0,3±0,47
Pfaffia gnaphalioides		0,05±0,22	
Ranunculus praemorsus	0,05±0,22		0,1±0,31
Schizachyrium spicatum		0,05±0,22	
Setaria parviflora	0,05±0,22		
Silene argentina	0,1±0,31		
Sisyrinchium chilense ssp. chilense		0,05±0,22	
Solidago chilensis			0,15±0,37
Sorghastrum pellitum	0,45±0,69	0,8±0,62	0,3±0,57
Nassella amethystina	0,6±0,88		
Nassella filiculmis	0,45±0,6	1,7±1,53	0,55±0,76
Nassella neesiana	0,1±0,31	0,55±0,6	0,35±0,49
Nassella pseudopampagrandensis	0,1±0,31	0,6±0,99	
Taraxacum officinale	1,4±0,88	1,15±0,59	0,8±0,52
Trifolium repens	0,9±0,97	0,5±0,69	0,2±0,41

Los valores mayores de riqueza y de diversidad, se registraron en el tratamiento con pastoreo moderado, y difirieron significativamente del resto de los tratamientos (**Cuadro 8**). Los valores de riqueza y de diversidad, fueron menores para el tratamiento con exclusión al pastoreo.

Cuadro 8. Riqueza (S), equidad (J´) y diversidad (H´), (n= 20) entre los diferentes tratamientos de pastoreo, VE del PGA.

Tratamientos	S	J'	H´
1EV/ha	43	0.78	2.92[a]
0.25EV/ha	56	0.79	3.18[b]
Clausura	33	0.72	2.51[c]

En general hubo una escasa similitud florística entre los tratamientos, la que no superó el 50 %. La mayor similitud se registró entre los tratamientos sometidos a pastoreo. (**Cuadro 9**).

Cuadro 9. Similitud (Coeficiente de Sorensen) entre los diferentes tratamientos de pastoreo sobre la VE el PGA.

Tratamientos	1EV/ha	Clausura	0.25 EV/ha
1EV/ha	1		
Clausura	0,41	1	
0.25/ha	0,47	0,38	1

III.1.2.Pastizal de gramíneas bajas (PGB)

Se identificaron setenta y nueve especies vasculares en esta comunidad (**Cuadro 10**). Las especies más abundantes fueron *Carex fuscula, Sorghastrum pellitum, Nassella filiculmis, Agrostis montevidensis, Bulbostylis juncoides* y *Chevreulia acuminata.*

Un total de veintiocho especies fueron exclusivas de los sitios pastoreados, donde se destacaron *Gymnopogon spicatus* y *Eragrostis lugens* por su buena calidad forrajera y *Lolium multiflorum* y *Trifolium repens*, como especies exóticas. En los sitios no pastoreados se censaron diecisiete especies exclusivas, donde se destacaron por su calidad forrajera *Bromus auleticus* y *Piptochaetium montevidense,* y como especie exótica invasora, *Carduus thoermeri.*

Cuadro 10. Especies presentes en la VE del PGB. Media de la abundancia-cobertura/m^2 (±) desvío estándar.

ESPECIES	TRATAMIENTOS		
	Media± desvío estándar		
	1EV/ha	0,25 EV/ha	Clausura
Acycarpha tribuloides	0,15±0,37		0,1±0,31
Adesmia incana var. Grisea	0,1±0,31	0,21±0,42	0,3±0,47
Agrostis montevidensis	1,2±1,77	1,32±0,48	0,6±0,5
Alternanthera pumila	0,05±0,22	0,37±0,5	
Andropogon ternatus	0,3±0,66		0,7±0,73
Anemone decapetala		0,05±0,23	0,05±0,22

ESPECIES	TRATAMIENTOS		
	Media± desvío estándar		
	1EV/ha	**0,25 EV/ha**	**Clausura**
Arenaria achalensis	0,25±0,44	0,26±0,45	
Baccharis articulata	0,1±0,31		0,2±0,41
Bidens triplinervia	0,35±0,49	0,11±0,32	0,4±0,5
Borreria eryngioides	0,25±0,44	0,05±0,23	0,3±0,47
Botrychium australe			0,05±0,22
Briza subaristata	0,3±0,47	0,16±0,37	0,25±0,44
Bromus auleticus			0,05±0,22
Bromus catharticus	0,05±0,22		0,05±0,22
Bulbostylis juncoides	0,85±0,37	1,21±0,42	0,95±0,6
Carduus thoermeri			0,05±0,22
Carex fuscula	2,45±1,54	2,11±0,66	2,45±0,89
Chaptalia integerrima	0,2±0,41	0,26±0,45	
Chevreulia sarmentosa		0,26±0,56	0,35±0,49
Chevrulia acuminata	0,6±0,5	1,26±0,45	0,6±0,5
Cyclospermum leptophyllum			0,05±0,22
Conyza bonariensis		0,16±0,37	0,1±0,31
Conyza serrana	0,35±0,49	0,05±0,23	0,15±0,37
Danthonia cirrata			0,1±0,31
Deyeuxia alba	0,55±0,94	0,11±0,32	0,4±0,6
Deyeuxia hieronymi			0,55±0,69
Eleocharis nodulosa			0,55±0,51
Eragrostis airoides	0,1±0,31		
Eragrostis lugens	0,15±0,37	0,11±0,32	
Eringium agavifolium			0,05±0,22
Eryngium nudicaule	1±0,73	1,47±0,61	0,8±0,62
Galium richardianum ssp. richardianum	0,6±0,5	0,63±0,6	0,35±0,49
Gamochaeta spicata	0,15±0,37	0,16±0,37	0,05±0,22
Gentianela achalensis			0,05±0,22
Gnaphalium citrinum		0,11±0,32	
Pseudognaphalium gaudichaudianum	0,05±0,22	0,11±0,32	
Gymnopogon spicatum	0,15±0,37	0,11±0,32	
Hieracium cordobense	0,8±0,41	0,84±0,5	0,2±0,41
Hipochoeris caespitosa	0,5±0,51	1,26±1,15	
Hypochaeris chillensis	1±0,73	0,89±0,66	1,2±0,62
Hypoxis humilis	1,1±0,72	0,63±0,76	0,5±0,51

ESPECIES	TRATAMIENTOS		
	Media± desvío estándar		
	1EV/ha	**0,25 EV/ha**	**Clausura**
Juncus dombeyanus		0,11±0,32	
Koeleria permollis	0,05±0,22		
Lachemilla frigida			0,2±0,41
Lepidium spicatum	0,05±0,22	0,05±0,23	
Linum sellaginoides	0,1±0,31	0,11±0,46	
Lobelia cymbalaria	0,05±0,22		0,6±0,75
Lolium multiflorum	0,1±0,31	0,05±0,23	
Margyricarpus pinnatus	0,55±0,51	0,58±0,51	0,15±0,37
Mitracarpus cuspidatus			0,2±0,41
Muhlenbergia peruviana	0,25±0,44	0,63±0,5	0,65±0,67
Noticastrum marginatum			0,05±0,22
Oenothera indecora	0,05±0,22	0,58±0,51	0,1±0,31
Oreomyrris andicola	0,5±0,51		
Paronychia brasiliense	0,05±0,22	0,21±0,42	
Pfaffia gnaphalioides	0,05±0,22	0,37±0,5	0,05±0,22
Piptochaetium montevidense			0,65±1,39
Plantago argentina	1,05±0,6	0,16±0,37	
Plantago brasiliensis	0,85±0,67	0,63±0,5	
Plantago myosurus	0,05±0,22		
Polygala asphalata	0,25±0,44	0,05±0,23	0,05±0,22
Ranunculus praemorsus		0,05±0,23	
Schyzachirium spicatum	0,2±0,41	0,32±0,58	0,65±0,75
Scoparia montevidensis			0,05±0,22
Silene argentina	0,05±0,22		
Sisyrinchium chilense ssp. chilense	0,85±0,67	0,89±0,46	1±0,65
Sorghastrum pellitum	2,85±1,93	3,74±1,15	5,7±1,49
Spergula ramosa	0,3±0,47		
Spilanthes decumbens		0,63±0,5	
Sporobolus indicus	0,45±0,51		0,25±0,44
Stenandrium dulce	0,55±0,51	0,47±0,51	0,15±0,37
Stevia satureiaefolia	0,35±0,49	0,37±0,5	
Nassella filiculmis	1,35±0,93	1,74±0,65	1,05±0,76
Nassella juncoides	0,35±0,49	1,42±0,9	
Nassella neesiana	0,05±0,22		0,1±0,31
Tagetes filifolia			0,05±0,22

ESPECIES	TRATAMIENTOS		
	Media± desvío estándar		
	1EV/ha	0,25 EV/ha	Clausura
Taraxacum officinale	0,3±0,47	0,26±0,45	0,6±0,5
Trifolium repens	0,1±0,31		
Zephyranthes filifolia			0,05±0,22

Los valores más altos de riqueza y de diversidad, de la comunidad se registraron en el tratamiento con pastoreo severo quien sólo difirió significativamente del tratamiento con exclusión al pastoreo (**Cuadro11**).

Cuadro 11. Riqueza (S), equidad (J´) y diversidad (H´), (n=20) entre tratamientos de la VE, en el PGB.

Tratamientos	S	J´	H´
1EV/ha	56	0.87	3.49b
0.25EV/ha	50	0.86	3.35ab
Clausura	53	0.81	3.20[a]

En general hubo una similitud florística baja entre los tratamientos, la que no superó el 60 %. Los mayores valores del coeficiente se registraron para los tratamientos con pastoreo, (**Cuadro12**).

Cuadro 12. Similitud (Coeficientes de similitud de Sorensen) entre los diferentes tratamientos de pastoreo de la VE, en el PGB.

Tratamientos	Clausura	EV/ha	0.25 EV/ha
Clausura	1		
EV/ha	0,38	1	
0.25 EV/ha	0,38	0,58	1

III.2. Caracterización del Banco de Semillas del Suelo (BSS)

III.2.1. Evaluación del PGA y PGB en el invernáculo

III.2.1.1 Tamaño del BSS

El tamaño del BSS del PGA fue mayor que el del PGB (**Cuadro 13**), mientras que cuando la comparación se realizó con los tratamientos (**Figura11**) resultó que el tratamiento clausura fue el de menor tamaño en relación con los tratamientos pastoreados.

Cuadro13.Tamaño del BSS (N° de semillas/m^2) en invernáculo para el PGA, y PGB

Comunidades	Media± d.e.
PGA	5297,98±2659,71
PGB	2881,15±2827,92

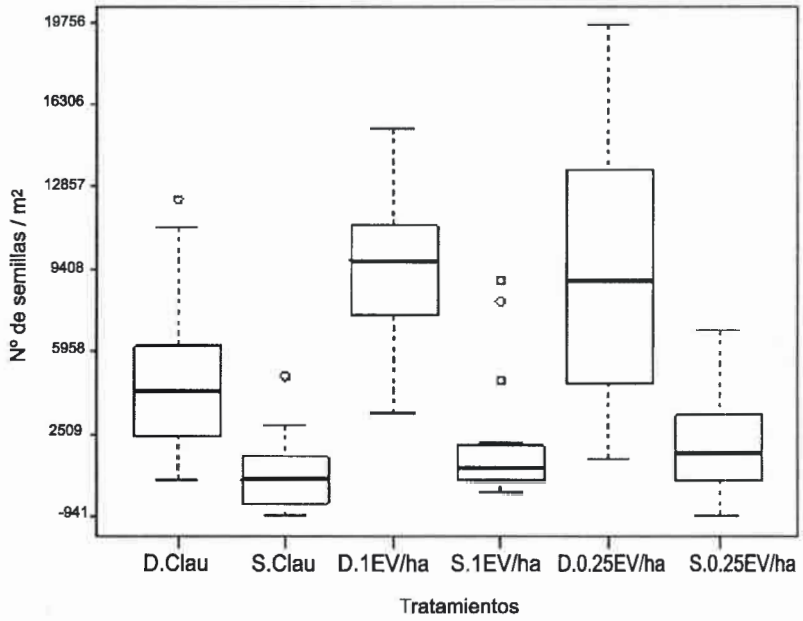

Figura 11. Diagrama de cajas correspondiente al tamaño del BSS (semillas/m^2) evaluadoen invernáculo, para los diferentes tratamientos de pastoreo en PGA (D) y PGB (S).

Los resultados del ANAVA muestran diferencias significativas entre los sitios (p=2.2e-16) y también entre los tratamientos (p=3.596e-05), mientras que no ocurrió lo mismo con la interacción sitio- tratamiento, p>0.05 (p= 0.41), para

los tres tratamientos **(Cuadro 14)**, la diferencia entre los tamaños medios del BSS de los dos sitios fue similar (**Figura12**). Al realizar un test de comparación de medias en cada sitio de manera separada, para los tratamientos, se observó que en PGA las diferencias fueron significativas, mostrando los mayores valores de BSS los tratamientos con pastoreo, mientras que en PGB no hubo diferencias significativas entre los mismos.

Cuadro 14. Anava entre sitios (s), tratamientos y la interacción s:t

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)	
s	1	336.12	336.12	133.9131	< 2.2e-16	***
t	2	56.27	28.13	11.2093	3.596e-05	***
s:t	2	4.47	2.23	0.8898	0.4136	
Residuals	114	286.14	2.51			

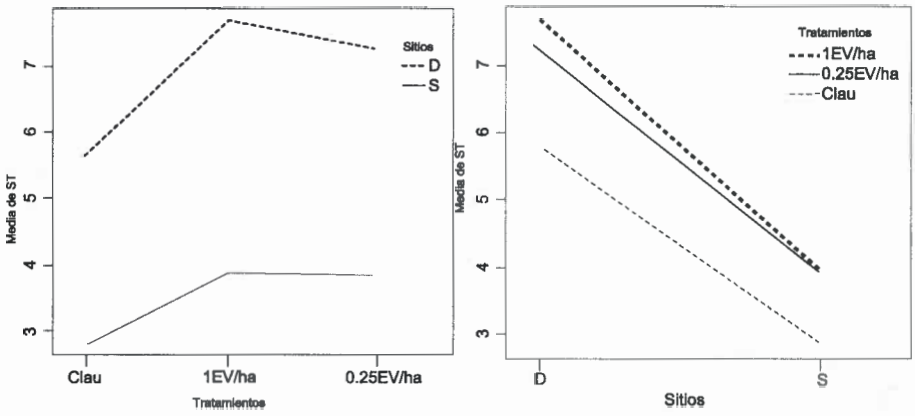

Figura 12. Interacción sitio-tratamientos (S:T) en invernáculo, para de PGA (D) y PGB (S). Nivel de significancia $p<0.05$.

En referencia a la contribución de las especies al BSS se observó que el mayor aporte de monocotiledóneas ocurrieron en el tratamiento con pastoreo moderado, difiriendo significativamente del resto ($p<0.05$), en tanto que las dicotiledóneas mostraron su mayor aporte en el tratamiento con pastoreo severo, siendo la

diferencia significativa con respecto a los otros tratamientos; en las dos comunidades se dio el mismo comportamiento.

En cuanto a las especies anuales, el mayor tamaño se observó en el tratamiento con pastoreo moderado, pero las diferencias no fueron significativas en PGA, mientras que en PGB, la diferencia fue significativa ($p<0.05$) con respecto al tratamiento clausura. La contribución de las especies perennes no mostró diferencias significativas entre los tratamientos en PGB, en cambio en PGA, los tratamientos con pastoreo aportaron los mayores valores de BSS, siendo la diferencia significativa respecto a la clausura.

III.2.1.2. Caracterización florística del banco de semillas en el Invernáculo

Se registraron un total de sesenta y seis especies en BBS en el invernáculo, siendo comunes a ambos pastizales treinta y ocho, mientras que quince especies fueron exclusivas de la comunidad de PGA y trece especies exclusivas del PGB. En el análisis de ordenamiento de las comunidades considerando el BSS en el invernáculo (**Figura 13a**) se percibió como las comunidades de pastos altos (PGA) y pastos bajos (PGB) en función de la composición florística se separaron espacialmente, evidencia que fue mayormente explicada por el eje1eigenvalue=0.53 y en menor medida por el eje 2: eigenvalue=0.37. Cuando se realizó el ordenamiento de las réplicas en cada comunidad en función de los tratamientos y la composición florística, se vizualizó mayores diferencias florísticas entre las réplicas pastoreadas y el tratamiento clausura, (**Figura13b, eje:2**). Al analizar el ordenamiento de las réplicas de los tratamientos con pastoreo

en las comunidades no evidenciaron mayores diferencias florísticas entre sí (**Fig. b, eje:2**).

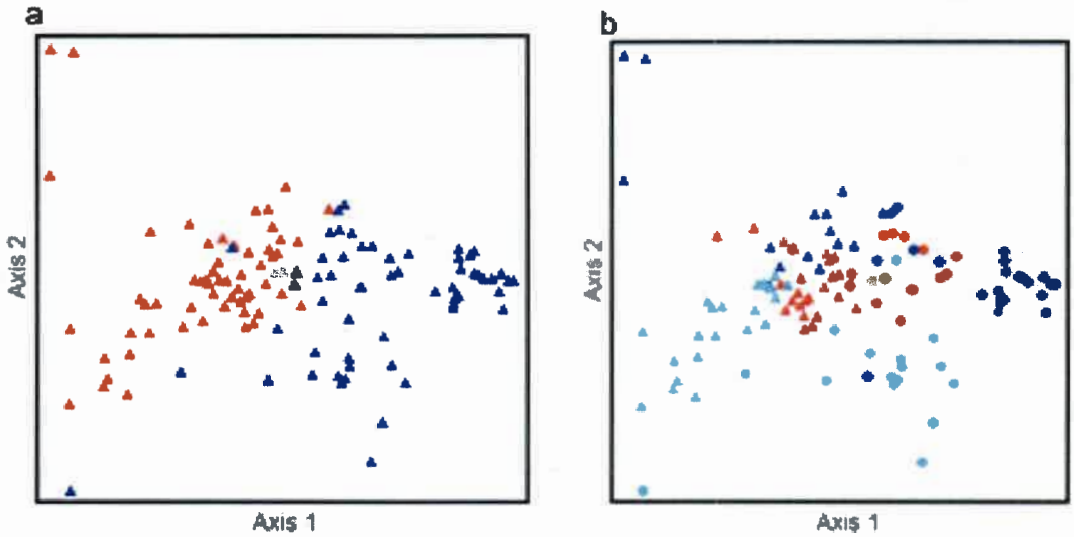

Figura 13. a) Ordenamiento de las réplicas en el invernáculo considerando las comunidades, según eje 1 y eje 2 de DCA, ▲ PGA y ▲ PGB. **b)** Ordenamiento de las réplicas del BSS en el invernáculo considerando cada tratamiento, según eje 1 y eje 2 de DCA, PGA: ▲ 1Ev/ha, ▲ 0,25EV/ha, ▲ Clausura. PGB: ● 1Ev/ha, ● 0,25EV/ha y ● Clausura.

Cuando se analizaron riqueza y diversidad para ambas comunidades en condiciones de invernáculo se observó que no hubo diferencias significativas PGA y PGB (**Cuadro15**).

Cuadro 15. Riqueza (S), equidad (J´) y diversidad (H´) del BSS evaluados PGA y PGB.

Comunidad	S	J'	H´
PGA	53	0,67	2.67[a]
PGB	50	0,71	2.77[a]

Para examinar como cada comunidad se comportaba frente al pastoreo con respecto a los parámetros considerados se las descompuso.

En PGA, los valores más altos de riqueza y diversidad del banco, estuvieron asociados al tratamiento con pastoreo que difirió significativamente del

tratamiento con exclusión al pastoreo. Para la dominancia de las especies, expresada en términos de equidad, fue mayor con exclusión al pastoreo (**Cuadro16).** En PGB, la diversidad mostro el mayor valor en los tratamiento con pastoreo severo y en la clausura, siendo la diferencia significativa con respecto al tratamiento con pastoreo moderado, en tanto que éste último tratamiento tuvo el valor de riqueza mayor (**Cuadro 17**). La equidad fue superior en los tratamientos con pastoreo.

Cuadro 16. Riqueza (S), equidad (J´) y diversidad (H´) de las especies, proveniente de diferentes tratamientos de pastoreo en PGA.

Tratamientos	**S**	**J'**	**H´**
1 EV/ha	37	0.69	2.5[a]
0.25EV/ha	35	0.67	2.38[ab]
Clausura	24	0.76	2.14[b]

Cuadro 17. Riqueza (S), equidad (J´) y diversidad (H´) de las especies provenientes de diferentes tratamientos de pastoreo en PGB.

Tratamientos	**S**	**J´**	**H´**
1EV/ha	26	0.72	2.35[b]
0.25EV/ha	38	0.73	2.65[a]
Clausura	26	0.69	2.25[b]

Del análisis del BSS en PGA, se identificaron cincuenta y tres especies en el banco, de las cuales dieciséis no fueron censadas en la vegetación establecida, mientras que en PGB, se identificaron cincuenta especies en el banco, de las cuales 9 no se censaron en la vegetación actual. Se identificaron un mayor número de especies exóticas en PGA (7 especies), en tanto en PGB se encontraron solamente 5 especies exóticas; siendo comunes a ambas comunidades: *Acycarpha tribuloides*, *Lolium multiflorum*, *Taraxacum officinale* y *Trifolium repens*; todas de crecimiento invernal, las 2 primeras anuales y las dos últimas perennes.

Se presentaron especies exclusivas de los sitios pastoreados, en PGA (**Cuadro 18**) fueron veintinueve y en PGB (**Cuadro19**), veinticuatro especies. En dichos tratamientos se destacaron especies de buena calidad forrajera, en PGA, nativas (*Bromus catharticus* y *Sorghastrum pellitum*) y exóticas (*Medicago lupulina* y *Trifolium repens*); mientras que en PGB las especies forrajera de buena calidad fueron, nativas (*Bromus auleticus* y *Briza sibaristata*) y exótica (*Trifolium repens*). En PGB, no se registraron especies invasoras lo que sí ocurrió en PGA, donde se relevaron 2 especies invasoras *Acycarpha tribuloides* y *Cirsium vulgare*.

Las especies con mayor representación en el BSS en los sitios pastoreados fueron comunes a ambas comunidades: *Carex fuscula* e *Hypochaeris chillensis*; en tanto que en PGA además se destacaron *Gamochaeta filaginea* y *Nassella filiculmis* y en PGB hicieron lo mismo: *Muhelenbergia peruviana* y *Pseudognaphalium gaudichaudianum*. En el tratamiento con exclusión al pastoreo *Arenaria achalensis*fue una de las especies que más aportaron en ambas comunidades, mientras que en PGA además se presentaron: *Nassella filiculmis,* y *Lachemilla frigida.* En PGB tuvieron el mismo comportamiento: *Bulbostylis juncoides* y *Carex fuscula*.

Cuadro 18. Especies presentes en el BSS del PGA en el invernáculo. Media del número de semillas/m^2 (±) desvío estándar.

ESPECIES	TRATAMIENTOS		
	Media± desvío estándar		
	1EV/ha	0.25 EV/ha	clausura
Acycarpha tribuloides	98,80±225,02		
Agrostis montevidensis	36,40±61,06	62,40±103,45	114,40±154,26
Anemone decapetala		5,20±23,26	5,20±23,26
Arenaria achalensis	10,40±32,01		608,30±727,56
Botrychium australe		10,40±32,01	
Briza subaristata			5,20±23,26

ESPECIES	TRATAMIENTOS		
	Media± desvío estándar		
	1EV/ha	**0.25 EV/ha**	**clausura**
Bromus auleticus		36,40±162,79	5,20±23,26
Bromus catharticus		26,00±94,69	
Bulbostylis juncoides	46,80±119,18	52,00±104,00	88,35±257,36
Carex fuscula	784,95±576,68	1746,50±1679,04	317,20±297,00
Centunculus minimus			46,80±92,25
Chevreulia acuminata	5,20±23,26	5,20±23,26	
Chevreulia sarmentosa	5,20±23,26		5,20±23,26
Cyclospermum leptophyllum	83,20±137,48	67,60±144,24	
Cirsium vulgare	26,00±57,21		
Conyza bonariensis	291,20±230,34	228,80±198,48	104,00±130,68
Conyza serrana	15,60±69,77		
Cotula australis		5,20±23,26	
Deyeuxia hieronymi	5,20±23,26	31,20±117,37	5,20±23,26
Dichondra microcalix		10,40±46,51	
Digitaria aequiglumis	5,20±23,26		
Eragrostis airoides	5,20±23,26		
Eryngium nudicaule	15,60±50,89	15,60±50,89	
Galium richardianum ssp. richardianum		20,80±64,02	
Gamochaeta filaginea	1320,20±904,33	384,65±763,22	15,60±38,10
Gamochaeta spicata		415,85±886,50	5,20±23,26
Geranium dissectum		10,40±32,01	5,20±23,26
Hypochaeris chillensis	1122,70±650,89	218,35±321,55	260,00±300,85
Hypoxis humilis	322,35±419,82	119,60±179,42	
Lachemilla frigida	156,00±287,30	447,05±674,60	436,60±877,18
Lachemilla pinnata		15,60±38,10	
Lobelia cymbalaria	5,20±23,26		
Lolium multiflorum	93,60±154,26	5,20±23,26	10,40±32,01
Margyricarpus pinnatus	5,20±23,26		
Medicago lupulina	15,60±38,10	10,40±32,01	
Muhlenbergia peruviana	36,40±113,30		
Notholaena buchtieni	5,20±23,26		
Oenothera indecora	20,80±64,02		5,20±23,26
Polygala asphalata		20,80±93,02	
Pseudognaphalium gaudichaudianum	26,00±74,50	26,00±74,50	
Ranunculus praemorsus		62,35±278,84	52,00±114,42

ESPECIES	TRATAMIENTOS		
	Media± desvío estándar		
	1EV/ha	0.25 EV/ha	clausura
Schizachyrium plumigerum	52,00±132,84		
Silene argentina	72,80±162,17	10,40±46,51	
Sisyrinchium chilense ssp. chilense	363,90±608,50	98,80±237,34	41,60±97,79
Sorghastrum pellitum	5,20±23,26	15,60±38,10	
Nassella filiculmis	956,55±509,83	868,10±752,81	1153,95±835,50
Nassella juncoides	5,20±23,26		
Nassella neesiana	93,55±326,75		5,20±23,26
Nassella seudopampagrandensis		5,20±23,26	
Taraxacum officinale	119,60±131,87	41,60±70,78	10,40±32,01
Trifolium repens	52,00±128,49		
Veronica peregrina	20,80±93,02		
Vulpia myurus	67,60±176,22	831,75±819,23	285,95±476,86

Cuadro 19. Especies presentes en el BSS del PGB, evaluado en el invernáculo. Media del número de semillas/m^2 (±) desvío estándar.

ESPECIES	TRATAMIENTOS		
	Media ± desvío estándar		
	1EV/ha	0.25EV/ha	Clausura
Acycarpha tribuloides	36,40±102,76	26,00±81,79	10,40± 46,51
Agrostis montevidensis	10,40±32,01		
Anemone decapetala	10,40±32,01		
Arenaria achalensis	31,20±83,34		389,85±1527,77
Baccharis articulata		5,20±23,26	
Briza subaristata		5,20±23,26	
Bromus auleticus		10,40±46,51	
Bromus catharticus		15,60±69,77	5,20 ±23,26
Bulbostylis juncoides	36,40±84,52	114,40±199,34	1122,65±1385,92
Cardionema ramossisima	15,60±50,89		10,40±32,01
Carex fuscula	551,05±396,26	244,30±399,37	519,95±664,44
Centunculus minimus			41,60±97,79
Chevreulia sarmentosa			5,20±23,26
Chevreulia acuminata			15,60±50,89
Cyclospermum leptophyllum	26,00±57,21	67,60±127,49	
Conyza bonariensis	78,00±74,50	41,60±70,78	213,20±251,32

Dichondra microcalix			10,40±32,01
Digitaria aequiglumis	5,20±23,26	26,00±116,28	
Eleocharis nodulosa		31,20±139,53	
Eryngium nudicaule	5,20±23,26	5,20±23,26	
Galium richardianum ssp. richardianum		5,20±23,26	
Gamochaeta filaginea	104,00±218,67	130,00±154,16	72,80±169,05
Gamochaeta spicata			5,20±23,26
Hypochaeris chillensis	109,20±183,19	20,80±42,68	202,75±339,75
Hypoxis humilis		41,60±163,22	41,60±103,45
Juncus dombeyanus		41,60±186,04	
Lachemilla frígida	26,00±66,42		5,20±23,26
Lachemilla pinnata		5,20±23,26	62,40±182,96
Lobelia cymbalaria		5,20±23,26	36,40±162,79
Lolium multiflorum	5,20±23,26	46,80±209,30	5,20±23,26
Muhlenbergia peruviana	415,95±417,20	972,05±899,45	161,20±310,12
Nothoscordom gracile		57,15±255,58	
Notholaena nívea		10,40±32,01	
Oenothera indecora	5,20±23,26	10,40±46,51	
Plantago brasiliensis		10,40±32,01	
Pseudognaphalium gaudichaudianum	244,35±487,95	421,10±383,71	104,00±154,63
Schyzachirium spicatum		10,40±46,51	5,20±23,26
Setaria parviflora		67,55±302,09	
Silene argentina	36,40±50,89	5,20±23,26	
Sisyrinchium chilense ssp. chilense	46,80±145,03	109,15±327,75	135,20±210,99
Sorghastrum pellitum		83,15±348,15	5,20±23,26
Spergula ramosa	5,20±23,26		
Sporobolus indicus		83,15±371,86	
Nassella filiculmis	150,80±222,48	171,55±407,88	104,00±154,63
Nassella juncoides	31,20±76,20		
Nassella neesiana		93,55±418,37	
Taraxacum officinale	5,20±23,26	15,60±38,10	15,60±38,10
Trifolium repens	10,40±46,51	5,20±23,26	
Vulpia myuros		317,15±466,72	
Zephyranthes filifolia	5,20±23,26		

III.2.2. Evaluación de PGA y PGB en el campo

III.2.2.1 Tamaño del BSS

Del análisis (**Cuadro 20**) de ambos sitios se observó que no hubo diferencias en el tamaño del BSS entre los mismos. Cuando se analizó el tamaño del BSS (**Figura 14**) en la combinación de los dos sitios con los tres tratamientos, se pudo observar que los tamaños de BSS fueron mayores para 1EV/ha, siguiéndole el de 0,25 EV/ha y el menor para la clausura, independientemente del sitio.

Cuadro 20.Tamaño del BSS (N° de semillas/m^2) en el campo para PGA, PGB.

Comunidades	Media± d.e.
PGA	1694,58±2137,42
PGB	1343,75±1336,00

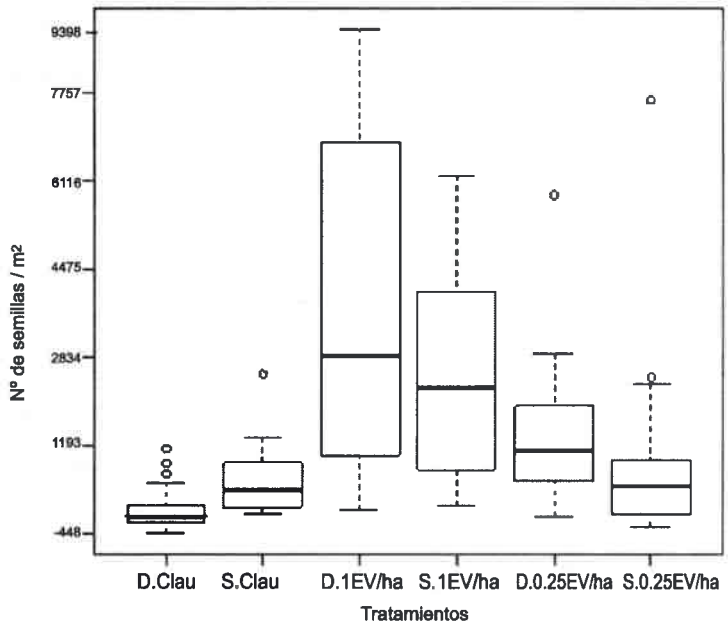

Figura 14. Diagrama de cajas correspondiente al tamaño del BSS (semillas/m^2) en el campo, para los diferentes tratamientos de pastoreo en PGA (D) y PGB (S).

El ANAVA (**Cuadro 21**) mostró que no hubo diferencias significativas entre sitios, $p>0.05$ ($p= 0.60303$), mientras que sí se observaron entre tratamientos

(p= 8.278e-12), y también en la interacción sitio y tratamiento, (p= 0.01725). En la **Figura 15**, se observó que el factor sitio tuvo un efecto diferente en la clausura con respecto a los otros tratamientos, ya que el tamaño de BSS para dicho tratamiento fue mayor en la comunidad de PGB que en la comunidad de PGA, lo que no ocurrió con los tratamientos pastoreados, donde el tamaño de BSS fue mayor para PGA. Al realizar un test a posteriori de comparación de medias se comprobó que hubo diferencias estadísticamente significativas (p<0,05) entre los sitios para los tratamientos con pastoreo. En la comunidad de PGA, los tratamientos con pastoreo se diferencian significativamente de la clausura, en tanto que en PGB, es el pastoreo severo el que se diferencia de manera significativa (p<0,05) del resto de los tratamientos.

Cuadro 21. Anava entre sitios (s), tratamientos y la interacción s:t

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)	
s	1	2.47	2.47	0.2720	0.60303	
t	2	584.14	292.07	32.1860	8.278e-12	***
s:t	2	76.37	38.18	4.2078	0.01725	*
Residuals	114	1034.49	9.07			

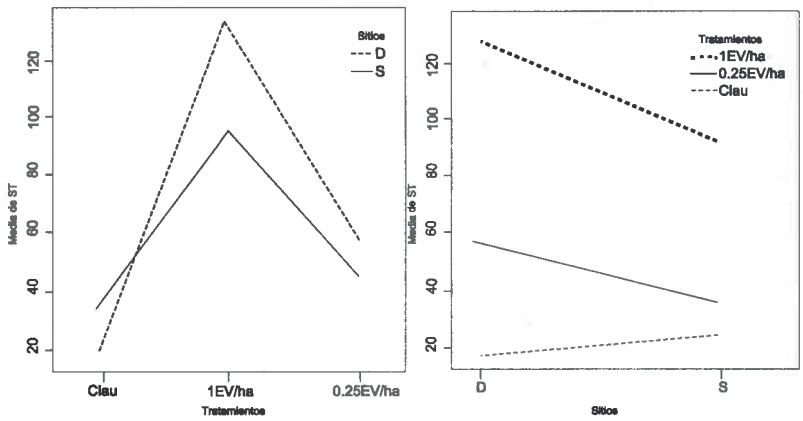

Figura 15. Interacción sitio-tratamientos(S:T) en condiciones de campo para (S) PGA y PGB. Nivel de significancia p<0.05.

El aporte de monocotiledóneas y dicotiledóneas al BSS en PGA fue mayor en el tratamiento con pastoreo severo, diferencia que fue significativa (p<0,05); en PGB el tratamiento con pastoreo moderado mostró el aporte mayor de las monocotiledóneas, en cambio la contribución de las dicotiledóneas fue superior en el tratamiento con pastoreo severo, siendo las diferencias estadísticamente significativas.

En PGA y PGB, el tratamiento con pastoreo severo involucró la mayor contribución al BSS tanto para les especies anuales como para las perennes, siendo la diferencia estadísticamente significativa (p<0,05) con respecto a los otros tratamientos.

Para analizar la estacionalidad del BSS se consideraron las fechas otoño y primavera que se agregaron como un nuevo factor, correspondiendo en este caso aplicar un diseño de medidas repetidas [(Factores sitio(S), tratamientos (T) y como factor repetido, fecha (F)]. No se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre F*S*T (P>0.10), respecto de la variable tamaño BSS, lo que permitió observar las interacciones dobles. La interacción F*S (P>0.10) no fue

significativa, lo que indicó que en los dos sitios el comportamiento de las fechas fue el mismo; en cambio sí fue significativa para la interacción F*T (P<0.01), observándose que para fechas sucesivas los tratamientos se comportaron diferentes respecto de la variable tamaño BSS. Cuando se consideró la interacción sitio*tratamiento, ésta fue significativa (P<0.01), reflejando que los tratamientos tienen efecto diferente sobre la variable en cada sitio (**Cuadro 22 y Figura 16**).

Cuadro 22. Análisis de medidas repetidas en el tiempo para la variable tamaño del BSS en el campo.

F= fechas [(otoño (O) y primavera (P)], comunidades(S) de PGA, PGB, tratamientos (T). Nivel de significancia p<0.01

Fuente de variación	Valor de F	Significancia
S	0.1870	0.666224
T	23.4310	0.000000
s*t	6.2448	0.002670
F	54.4116	0.000000
F*s	1.6543	0.200987
F*t	24.9580	0.000000
F*s*t	0.1473	0.863190

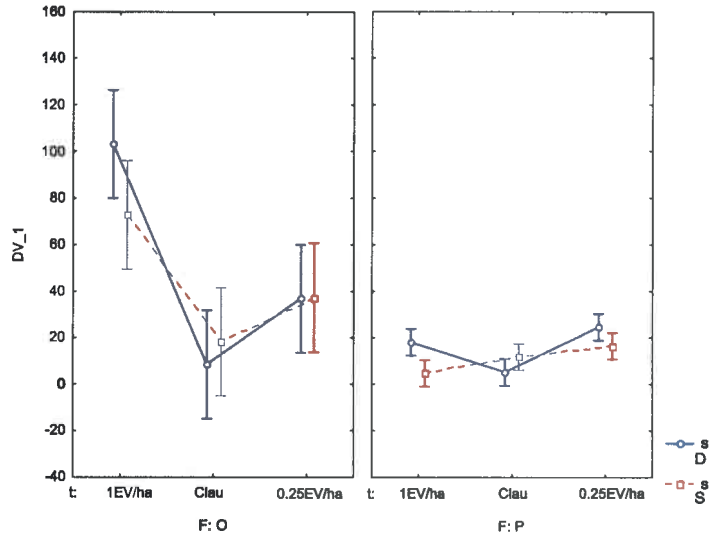

Figura 16. Interacción entre los factores: Fechas (F), otoño (O) y primavera (P), comunidades(s) PGA (D), PGB (S) y los tratamientos (T) en el campo para la variable tamaño del BSS.

Para analizar el comportamiento de los tratamientos en cada comunidad-estación, se realizó un test a posteriori, en PGA tanto en otoño como en primavera los tratamientos pastoreados mostraron los mayores tamaños de BSS, diferencia que fue significativa con respecto a la clausura ($p<0,05$); en tanto en PGB, el pastoreo severo tuvo la mayor contribución al BSS la que fue estadísticamente significativa en otoño, mientras que en primavera se observó que no hubo diferencias entre el tratamiento severo y la clausura los que mostraron mayores aportes al BSS.

III.2.2.2. Caracterización florística del banco de semillas en el campo

En el campo se relevaron un total de cincuenta y nueve especies, veitisiete fueron comunes en las comunidades estudiadas, en el pastizal alto, diez especies se presentaron de forma exclusiva, en tanto en el pastizal bajo fueron veitidos las especies exclusivas. En el análisis de ordenamiento de las comunidades considerando el BSS en el campo (**Figura 17a**) se percibió como las comunidades de pastos altos (PGA) y pastos bajos (PGB) en función de la composición florística se diferenciaron, evidencia que fue explicada en gran magnitud por el eje1:eigenvalue=0.79 y en menor medida por el eje 2: eigenvalue=0.50. Cuando se realizó el ordenamiento de las réplicas en cada comunidad en función de los tratamientos y la composición florística, se vizualizó mayores diferencias florísticas en PGA entre el tratamiento con pastoreo severo y la clausura, (**Figura 17b, eje:2**) y en PGB, entre los tratamientos pastoreados y la exclusión al mismo.

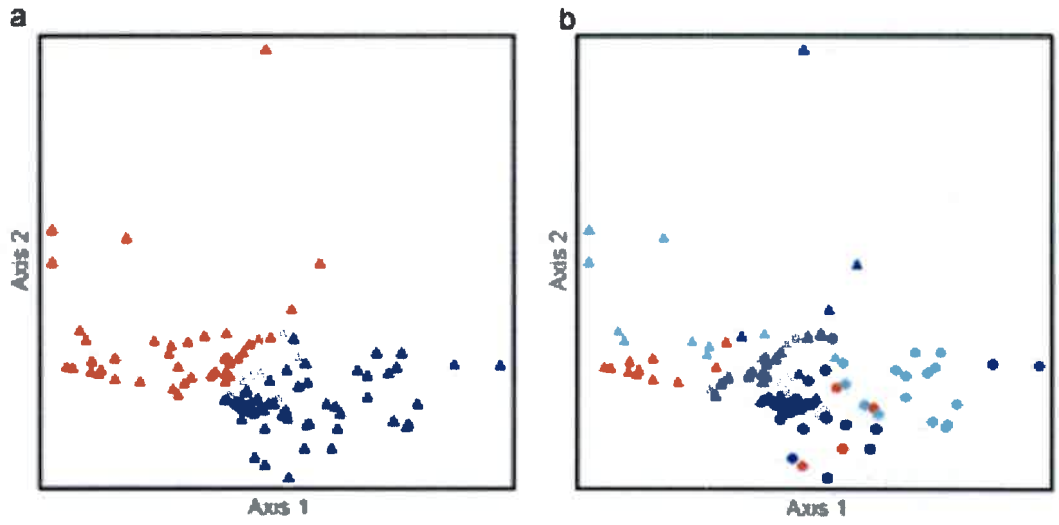

Figura 17. a) Ordenamiento de las réplicas en el campo considerando las comunidades, según eje 1 y eje 2 de DCA, ▲PGA y ▲PGB. **b)** Ordenamiento de las réplicas del BSS en el campo considerando cada tratamiento,

según eje 1 y eje 2 de DCA, PGA: ▲ 1Ev/ha, ▲ 0,25EV/ha, ▲ Clausura. PGB: ● 1Ev/ha, ● 0,25EV/ha y ● Clausura.

Se observaron diferencias estadísticamente significativas, siendo mayor la riqueza, equidad y la diversidad en la comunidad de PGB (**Cuadro 23**).

Cuadro 23. Riqueza (S), equidad (J´) y diversidad (H´) del BSS evaluados a campo.

Comunidades	S	J'	H´
PGA	37	0,41	1.48[a]
PGB	49	0,70	2.70[b]

Cuando se analizó riqueza, diversidad y equidad, dentro de cada una de las comunidades y teniendo en cuenta el total de especies en el campo, se registraron diferencias significativas en PGA y PGB, siendo el tratamiento de pastoreo severo el que mostró los menores valores de diversidad y equidad, en tanto que la clausura registró el mayor valor para dichos descriptores, mientras que el valor de riqueza fue superior en el tratamiento con pastoreo moderado (**Cuadro 24 y 25**).

Los valores de diversidad en el banco en ambas comunidades y estaciones, mostraron diferencias estadísticamente significativas; el tratamiento con pastoreo severo mostró un comportamiento similar al analizado con el total de las especies, exhibiendo los menores valores de equidad y diversidad, mientras que el pastoreo moderado fue levemente superior en el valor de riqueza. El tratamiento con exclusión al pastoreo registró los mayores valores de equidad y diversidad, (**Cuadro 24 y 25**).

Cuadro 24. Riqueza (S), equidad (J´) y diversidad (H´) de las especies del BSS del PGA, evaluado a campo y provenientes de diferentes tratamientos de pastoreo y estaciones.

Tratamientos			
Otoño	**S**	**J´**	**H´**
1EV/ha	18	0.30	0.87[a]
0.25EV/ha	19	0.48	1.40[b]
Clausura	11	0.69	1.66[b]
Primavera			
1EV/ha	15	0.18	0.48[b]
0.25EV/ha	17	0.44	1.26[a]
Clausura	13	0.67	1.72[a]
Total			
1EV/ha	24	0.33	1.05[a]
0.25EV/ha	25	0.47	1.51[b]
Clausura	19	0.71	2.09[b]

Cuadro 25. Riqueza (S), equidad (J´) y diversidad (H´) de las especies del BSS del PGB, evaluado a campo y provenientes de los diferentes tratamientos de pastoreo y estaciones.

Tratamientos			
Otoño	**S**	**J´**	**H´**
1EV/ha	25	0.26	0.84 [b]
0.25EV/ha	26	0.42	1.37 [ab]
Clausura	22	0.59	1.83[a]
Primavera			
1EV/ha	11	0.35	0.83[b]
0.25EV/ha	19	0.66	1.95[a]
Clausura	16	0.70	1.95[a]
Total			
1EV/ha	32	0.27	0.92[b]
0.25EV/ha	36	0.44	1.58[b]
Clausura	32	0.66	2.3[a]

En PGA se identificaron treinta y siete especies en el banco (**Cuadro 26**), de las cuales 6 no estuvieron representadas en los censos, en tanto en PGB (**Cuadro 27**) fue mayor el número de especies identificadas (49), siendo 5 las

especies no censadas en la vegetación establecida. Se identificaron 5 especies exóticas, en PGB y PGA: *Acycarpha tribuloides*, *Carduus thoermeri*, *Cirsium vulgare*, *Lolium multiflorum*de crecimiento anual-invernal y *Taraxacum officinale*, de crecimiento perenne-invernal; en PGA se censaron además otras tres especies exóticas: *Centunculus minimus, Geranium dissectum* de crecimiento anual-invernal y *Trifolium repens*, de crecimiento perenne-invernal.

En PGA dieciocho especies fueron exclusivas de los tratamientos con pastoreo (**Cuadro 26**) y dieciséis lo fueron en la comunidad de PGB (**Cuadro 27**). En los sitios pastoreados se destacaron especies de buena calidad forrajera; en PGA se hallaron a *Briza subaristata* (nativa) y *Trifolium repens* (exótica); en PGB ocurrió solo una, *Sorghastrum pellitum* (nativa). Como especie invasora se relevó a *Carduus thoermeri* en ambas comunidades.

Dentro de las especies con mayor tamaño de BSS en los sitios pastoreados, *Hypochaeris chillensis* fue común las dos comunidades, mientras que en PGA (**Cuadro 26**) lo fueron: *Lolium multiflorum, Hypoxis humilis* y *Taraxacum officinale* y en PGB (**Cuadro 27**): *Bulbostylis juncoides*, *Arenaria achalensis* y *Muhlenbergia peruviana.* En el tratamiento con exclusión al pastoreo, las especies de mayor contribución al BSS fueron en la comunidad de PGA: *Bromus catharticus, Lolium multiflorum y Taraxacum officinale* y en la comunidad de PGB: *Hypochaeris chillensis*, *Nassella filiculmis*, *Muhlenbergia peruviana.*

Cuadro 26. Especies presentes en el BSS de PGA evaluado en el campo. Media del número de semillas/m^2 (±) desvío estándar.

ESPECIES	TRATAMIENTOS		
	Media ± desvío estándar		
	1EV/ha	**0,25 EV/ha**	**Clausura**
Acycarpha tribuloides	2,50±7,69		18,75±72,94
Adesmia incana	2,50±11,18		1,25±5,59
Agrostis montevidensis	7,50±23,08		
Anemone decapetala	6,25±27,95	8,75±21,88	2,50±7,69
Arenaria achalensis	15,00±42,46	1,25±5,59	
Briza subaristata	8,75±39,13	5,00±22,36	
Bromus auleticus	20,62±46,36	33,75±75,77	3,75±9,16
Bromus catharticus	11,25±50,31		53,75±85,18
Carduus thoermeri	12,50±55,90	1,25±5,59	
Carex fuscula	1,25±5,59		
Centunculus minimus	13,75±61,49	18,75±83,85	
Cheverulia acuminata		1,25±5,59	
Chevreulia sarmentosa	15,00±67,08	3,75±12,62	
Cyclospermum leptophyllum	18,75±72,94		
Cirsium vulgare	13,75±43,37	4.37±10,72	11,25±19,67
Conyza bonariensis	10±44,67		1,25±5,59
Deyeuxia hieronymi		2,50±11,18	
Dichondra microcalix	14,37±50,65	3,75±12,13	
Digitaria aequiglumis	22,50±94,90		
Eryngium nudicaule	13,12±54	7,5±22,44	1,25±5,59
Gamochaeta filaginea	2,50±7,69		
Geranium dissectum			2,50±11,18
Hypochaeris chillensis	316,87±263	423,75±550,32	30±52
Hypoxis humilis	216,25±388,79	63,75±176,57	1,25±5,59
Lachemilla frígida	5,62±36,37	4,37±12,65	1,25±5,59
Lolium multiflorum	965,00±1153,56	41,87±73,51	38,12±102,10
Margyricarpus pinnatus		1,25±5,59	
Oenothera indecora		1,25±5,59	1,25±5,59
Oreomyris andicola		5,62±19,92	1,25±5,59
Setaria parviflora	2,50±11,18		
Silene argentina	26,25±65,13	17,50±51,36	2,5±8,91
Sisyrinchium chilense ssp. chilense		1,25±5,59	
Sorghastrum pellitum		1,25±5,59	1,25±5,59
Nassella filiculmis	3,75±12,13	10,00±18,85	18,75±56,12
Taraxacum officinale	1,25±5,59	78,75±123,13	36,87±55,05
Trifolium repens	3,75±12,23	2,50±11,18	

ESPECIES	TRATAMIENTOS		
	Media ± desvío estándar		
	1EV/ha	0,25 EV/ha	Clausura
Verbena bonariensis	15,00±46,88		

Cuadro 27. Especies presentes en el BSS de PGB evaluado en el campo. Media del número de semillas/m^2 (±) desvío estándar.

ESPECIES	TRATAMIENTOS		
	Media ± desvío estándar		
	1EV/ha	0,25 EV/ha	Clausura
Acycarpha tribuloides	3,75±12,23		0,15±0,67
Agrostis montevidens		0,10±0,31	
Anemone decapetala	11,25±27,48	15,00±37,52	0,70±0,86
Arenaria achalensis	55,00±80,54	7,50±23,08	18,75±25,49
Bidens triplinervia	8,75±23,33	0,72±3,05	12,50±29,80
Briza subaristata			1,25±5,59
Bulbostylis juncoides	1,25±5,59	184,37±660,36	33, 12±46,55
Carduus thoermeri			1,25±5,59
Carex fuscula		4,37±16,9	1,25±5,59
Chevreulia acuminata	17,50±32,55	12,50±32,85	8,75±33,71
Chevreulia sarmentosa		1,25±5,59	
Cyclospermum leptophyllum	8,75±18,63		
Cirsium vulgare	6,25±13,75		5,00±13,08
Conyza bonariensis	11,25±34,86		
Cuphea glutinosa			1,25±5,59
Dichondra microcalix		1,25±5,59	
Eleocharis nodulosa		5,00±10,26	1,25±5,59
Eryngium nudicaule	20,00±34,98	5,00±17,40	2,50±7,69
Galium richardianum ssp. richardianum	2,50± 11,18	1,25±5,59	
Gamochaeta filaginea	3,75±9,67	5,00±13,08	1,25±5,59
Gamochaeta spicata		1,25±5,59	
Gomphrena pulchella	6,25±22,76	1,25±5,59	
Hieracium cordobense	7,50±23,08	1,25±5,59	1,25±5,59
Hypochaeris chillensis	933,75±860,62	246,87±267,01	117,50±146,76
Hypoxis humilis	7,50±28,21	2,50±11,18	55,00±123,17
Lachemilla frígida	0,10±0,31	1,25±5,59	1,25±5,59
Lobelia nana var. flagelliformis		1,25±5,59	2,5±7,69

ESPECIES	TRATAMIENTOS		
	Media ± desvío estándar		
	1EV/ha	**0,25 EV/ha**	**Clausura**
Lolium multiflorum		7,50±28,21	17,5±32,39
Margyricarpus pinnatus	1,25±5,59		
Muhlenbergia peruviana	43,75±102,56	26,25±51,60	75,00±125,66
Noticastrum marginatum		1,25±5,59	
Oenothera indecora	5±12,95	1,25±5,59	1,25±5,59
Oreomyris andicola	1,25±5,59	5,62±17,94	
Paronychia brasiliense	1,25±5,59		
Plantago argentina	6,25± 13,75		
Pseudognaphalium gaudichaudianum	23,75±74,55	1,25±5,59	
Ranunculus praemorsus		1,25±5,59	
Schyzachirium spicatum			6,25±13,75
Silene argentina		5,00±13,08	
Sisyrinchiumchilense		5,00±15,39	2,5±7.69
Sorghastrum pellitum	2,50±7,69	2,50±7,69	
Spergula racemosa	1,25±5,59		
Stenadrium dulce		1,25±5,59	
Nassella juncoides	3,75±12,23	2,5±11,18	2,5±11,18
Nassella filiculmis	12,50±38,47	20,00±63,14	136,25±167,50
Nassella neesiana			2,50±7,69
Taraxacum officinale	25,00±58,49	5,00±11,18	11,25±24,97
Vulpia myurus		2,50±7,69	15,00±37,52

En otoño se relevaron para ambas comunidades mayor número de especies que en primavera, en PGA fueron treinta especies en otoño y veinticinco en primavera (**Cuadro 28 y 29**); en PGB hubo treinta y ocho especies en otoño y veintiséis en primavera de las cuales trece fueron exclusivas de dicha estación, mientras que en primavera (**Cuadro 30 y 31**) se encontraron veinticinco especies, siendo ocho las que germinaron solamente en primavera.

En ambas comunidades y estaciones se censaron especies con escasa contribución al BSS pero importantes por sus características de exóticas e

invasoras: *Cirsium vulgare*, *Conyza bonariensis*, *Carduus thoermeri* y*Taraxacum officinale*; además *Nassella filiculmis* considerada una invasora-nativa.

En cambio dentro de las especies que son comunes para ambas estaciones, se encontraron algunas importantes por su contribución al BSS, como *Lolium multiflorum* de mayor importancia en otoño e *Hypochaeris chillensis* importante en ambas estaciones; para PGA, en tanto que en PGB la especie de mayor contribución en ambas estaciones fue *Hypochaeris chillensis* (nativa e invasora). Otra especie que se relevó en las dos comunidades y para las dos estaciones y que es importante por su buena calidad forrajera fue *Sorghastrum pellitum*. Especies con la misma importancia forrajera en PGA y presentes en ambas estaciones fueron *Bromus auleticus*, y *Trifolium repens*, mientras que en PGB se observó a *Lolium multiflorum* en ambas estaciones, sin embargo no estuvo presente en el tratamiento con pastoreo severo.

Cuadro 28. Especies presentes en el BSSde PGA, provenientes de diferentes tratamientos de pastoreo, evaluado a campo, en otoño. Media del número de semillas/m^2 (±) desvío estándar.

ESPECIES	**TRATAMIENTOS**		
	Media ± desvío estándar		
	1EV/ha	**0,25 EV/ha**	**Clausura**
Adesmia incana	2,50±11,18		1,25±5,59
Agrostis montevidensis	7,50±23,08		
Anemone decapetala	6,25±27,95	8,75±21,88	2,50±7,69
Arenaria achalensis	15,00±42,46	1,25±5,59	
Briza subaristata	8,75±39,13	5,00±22,36	
Bromus auleticus	40,00±87,13	33,75±75,77	
Bromus catharticus	11,25±50,31		53,75±85,18
Carduus thoermeri	12,50±55,90	1,25±5,59	
Carex fuscula	1,25±5,59		
Centunculus minimus	13,75±61,49	18,75±83,85	
Cyclospermum leptophyllum	18,75±72,94		

ESPECIES	TRATAMIENTOS		
	Media ± desvío estándar		
	1EV/ha	**0,25 EV/ha**	**Clausura**
Cirsium vulgare	23,75±77,58	2,50±7,69	11,25±17,16
Conyza bonariensis	18,75±83,85		1,25±5,59
Chevreulia sarmentosa	15,00±67,08	6,25±19,66	
Dichondra microcalix	26,25±90,13	5,00±13,08	
Digitaria aequiglumis	22,50±94,90		
Eryngium nudicaule	23,75±100,48	13,75±39,30	
Hypochaeris chillensis	65,00±140,82	576,25±842,20	1,25±5,59
Hypoxis humilis	425,00±757,55	8,75±39,13	
Lachemilla frigida	10,00±30,78	3,75±12,23	
Lobelia cymbalaria	5,00±13,08		
Lolium multiflorum	1925,00±2302,12	82,50±141,44	71,25±191,13
Margyricarpus pinnatus		1,25±5,59	
Oreomyris andicola		3,75±16,77	
Silene argentina	26,25±65,13	17,50±51,36	3,75±12,23
Sisyrinchium chilense ssp. chilense		1,25±5,59	
Sorghastrum pellitum			1,25±5,59
Nassella filiculmis	5,00±13,08		18,75±56,12
Taraxacum officinale		137,50±201,39	43,75±61,71
Trifolium repens	3,75±12,23		

Cuadro 29. Especies presentes en el BSS de PGA provenientes de diferentes tratamientos de pastoreo, evaluado a campo, en primavera. Media del número de semillas/m^2 (±) desvío estándar.

ESPECIES	TRATAMIENTOS		
	Media ± desvío estándar		
	1EV/ha	**0,25EV/ha**	**Clausura**
Acycarpha tribuloides	2,50±7,69		18,75±72,94
Bromus auleticus	1,25±5,59		3,75±9,16
Carduus thoermeri		1,25±5,59	
Cirsium vulgare	3,75±9,16	6,25±13,75	11,25±22,18
Conyza bonariensis	1,25±5,59		
Cheverulia acuminata		1,25±5,59	
Chevreulia sarmentosa		1,25±5,59	
Deyeuxia hieronymi		2,50±11,18	
Dichondra microcalix	2,50±11,18	2,50±11,18	

ESPECIES	TRATAMIENTOS		
	Media ± desvío estándar		
	1EV/ha	**0,25EV/ha**	**Clausura**
Eryngium nudicaule	2,50±7,69	1,25±5,59	1,25±5,59
Gamochaeta filaginea	2,50±7,69		
Geranium dissectum			2,50±11,18
Hypochaeris chillensis	568,75±383,36	271,25±258,45	58,75±98,43
Hypoxis humilis	7,50±20,03	118,75±314,02	1,25±5,59
Lachemilla frígida	1,25±5,59	5,00±13,08	1,25±5,59
Lolium multiflorum	5,00±15,39	1,25±5,59	5,00±13,08
Oenothera indecora		1,25±5,59	1,25±5,59
Oreomyris andicola		7,50±23,08	1,25±5,59
Setaria parviflora	2,50±11,18		
Silene argentina			1,25±5,59
Sorghastrum pellitum		1,25±5,59	
Nassella filiculmis	2,50±11,18	10,00±18,85	
Taraxacum officinale	1,25±5,59	20,00±44,87	30,00±48,40
Trifolium repens		2,50±11,18	
Verbena bonariensis	15,00±46,88		

Cuadro 30. Especies presentes en el BSS de PGB evaluado en el campo, en otoño. Media del número de semillas/m^2 (±) desvío estándar.

ESPECIES	TRATAMIENTOS		
	Media ± desvío estándar		
	1EV/ha	**1EV/ha**	**Clausura**
Agrostis motevidensis		0,10±0,31	
Anemone decapetala	11,25±27,48	15,00±37,52	0,70±0,86
Arenaria hieronymi	55,00±80,54	7,50±23,08	18,75±25,49
Bidens triplinervia		1,25±5,59	
Briza subaristata			1,25±5,59
Bulbostylis juncoides		363,75±1298,37	1,25±5,59
Carduus thoermeri			1,25±5,59
Carex fuscula		7,50±28,21	1,25±5,59
Cyclospermum leptophyllum	8,75±18,63		
Cirsium vulgare	6,25±13,75		5,00±13,08
Conyza bonariensis	11,25±34,86		

ESPECIES	TRATAMIENTOS		
	Media ± desvío estándar		
	1EV/ha	1EV/ha	Clausura
Cuphea glutinosa			1,25±5,59
Chevrulia acuminata	17,50±32,55	12,50±35,82	8,75±33,71
Dichondra microcalyx		1,25±5,59	
Eryngium nudicaule	20,00±34,98	5,00±17,40	2,50±7,69
Galium richardianum ssp. richardianum		1,25±5,59	
Gamochaeta filaginea	6,25±13,75	5,00±13,08	1,25±5,59
Gamochaeta spicata		1,25±5,59	
Hieracium cordobense	6,25±13,75		
Hypochaeris chillensis	1537,50±1322,34	441,25±480,90	177,50±251,30
Lachemilla frígida	0,10±0,31	1,25±5,59	
Lobelia nana ssp. flagelliformis		1,25±5,59	2,5±7,69
Lolium multiflorum		7,50±28,21	33,75±59,20
Margyricarpus pinnatus	1,25±5,59		
Muhlenbergia peruviana			8,75±39,13
Oenothera indecora	8,75±20,32	1,25±5,59	
Oreomyris andicola	1,25±5,59	8,75±24,70	
Paronychia brasiliense	1,25±5,59		
Plantago argentina	6,25±13,75		
Pseudognaphalium gaudichaudianum	23,75±74,55		2,50±7,69
Silene argentina		5,00±13,08	
Sisyrinchium chilense ssp. chilense			2,5±7,69
Sorghastrum pellitum	2,50±7,69		
Spergula racemosa	1,25±5,59		
Stenadrium dulce		1,25±5,59	
Nassella filiculmis	12,50±38,47	20,00±63,14	136,25±167,50
Nassella juncoides	3,75±12,23	2,5±11,18	2,5±11,18
Taraxacum officinale	25,00±58,49	8,75±16,77	11,25±24,97

Cuadro 31. Especies presentes en el BSS dePGB evaluado en el campo, en primavera. Media del número de semillas/m^2 (±) desvío estándar.

ESPECIES	TRATAMIENTOS Media ± desvío estándar		
	1EV/ha	**0,25EV/ha**	**CLAU**
Acycarpha tribuloides	3,75±12,23		0,15±0,67
Bidens triplinervia	8,75±23,33	0,20±0,52	12,50±29,80
Bulbostylis juncoide	1,25±5,59	5,00±22,36	65,00±87,51
Carex fuscula		1,25±5,59	3.75±12,23
Chevreulia sarmentosa		1,25±5,59	
Eleocharis nodulosa		5,00±10,26	1,25±5,59
Galium richardianum ssp. richardianum	2,50± 11,18		
Gamochaeta filaginea	1,25±5,59		
Gomphrena pulchella	6,25±22,76	1,25±5,59	
Hieracium cordobense	7,50±23,08	1,25±5,59	1,25±5,59
Hypochaeris chillensis	330,00±398,90	52,50±53,13	57,50±42,22
Hypoxis humilis	7,50±28,21	2,50±11,18	55,00±123,17
Lachemilla frígida			1,25±5,59
Lolium multiflorum			1,25±5,59
Muhlenbergia peruviana	43,75±102,56	26,25±51,60	75,00±125,66
Nassella filiculmis		1,25±5,59	
Nassella neesiana			2,50±7,69
Noticastrum marginatum		1,25±5,59	
Oenothera indecora	1,25±5,59		1,25±5,59
Oreomyris andicola		2,50±11,18	
Pseudognaphalium gaudichaudianum		1,25±5,59	
Ranunculus praemorsus		1,25±5,59	
Schizachirium spicatum			6,25±13,75
Sisyrunchium chilense		5±15,39	
Sorghastrum pellitum		2,50±7,69	
Taraxacum officinale		1,25±5,59	

III.2.3. Comparación entre ambas evaluaciones (invernáculo-campo)

III.2.3.1.Tamaño del BSS

El análisis descriptivo mostró el tamaño de BSS para ambas condiciones con su respectivo desvío estándar (**Cuadro 32**). El test de rangos de Wilcoxon muestra diferencias significativas del tamaño del BSS entre ambas evaluaciones [$p<0.01$ ($p=0.005321$)], siendo la condición del invernáculo la que tuvo valores mayores para la variable medida. En la **Figura 18** se grafica dicha diferencia y además se muestra que el desvío es mayor en la evaluación de campo.

Cuadro 32. Tamaño del BSS (N° de semillas/m^2) para la condición de invernáculo y la de campo.

Evaluación	media ± d.e.
Invernáculo	4089,57±2990,79
Campo	1519,17±1783,56

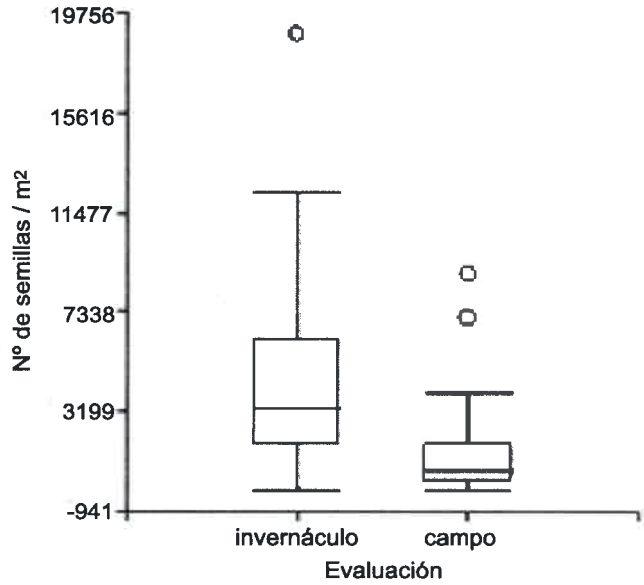

Figura 18. Diagrama de cajas para el tamaño del BSS (semillas/m^2) para las condiciones (evaluaciones) invernáculo y campo.

Al comparar el tamaño de BSS entre las dos evaluaciones para cada tratamiento (**Figura 19**), se observan que hubo diferencias estadísticamente significativas para

cada uno de los tratamientos, en donde los BSS de mayor tamaño correspondieron a la evaluación en el invernáculo.

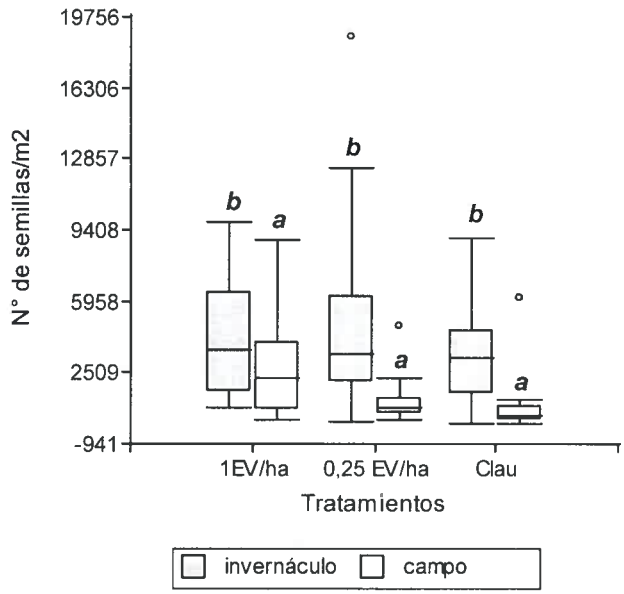

Figura 19. Tamaño del BSS (semillas/m^2) ± el desvío estándar, para la condición de invernáculo y campo en los tratamientos. Letras diferentes expresan diferencias significativas (p=<0,05), ANAVA de Kruskal Wallis y Test de rango.

III.2.3.2.Riqueza, equidad y diversidad

Cuando las comparaciones se realizaron dentro de cada una de las comunidades con respecto a las evaluaciones, se observó que en PGA, hubo diferencias significativas entre las mismas siendo mayores en el invernáculo la riqueza y la diversidad. En PGB, no se encontraron diferencias de diversidad para ambas evaluaciones. Solo en el invernáculo se hallaron leves diferencias de riqueza, allí tres especies más aparecieron respecto a la evaluación del campo.

La riqueza es mayor en la evaluación de invernáculo con respecto al campo, aunque la diversidad solo difiere en PGA, en la evaluación de campo mostrando por otro lado también allí la menor riqueza y diversidad (**Cuadro 33**).

Cuadro 33. Riqueza (S), equidad (J´) y diversidad (H´) del BSS provenientes de diferentes tratamientos de pastoreo en las comunidades de PGA y PGB.

Comunidad	Evaluación	S	J´	H´
PGA	invernáculo	53	0,67	2.67[a]
	campo	37	0,41	1.48[b]
PGB	invernáculo	50	0,71	2.77[a]
	campo	49	0,70	2.70[a]

En la comunidad de PGA, hubo veintiún especies exclusivas en la evaluación del invernáculo, mientras que en el campo fueron seis (6), siendo comunes para ambas evaluaciones treinta y tres especies. En el invernáculo se registró un número mayor de especies (cincuenta y una), mientras que en la evaluación en el campo se relevaron treinta y ocho especies **(Cuadro 34)**.Las especies con mayores contribuciones al BSS, en ambas evaluaciones, fueron: *Lachemilla frigida*, *Conyza bonariensis*, *Hypochaeris chillensis*, *Hypoxis humilis*, *Lolium multiflorum*, *Nassella filiculmis*, *Taraxacum officinale.* Estas especies tuvieron una contribución mayor en los tratamientos con pastoreo y en mayor proporción en la evaluación en el campo; mientras que *Vulpia myurus* fue registrada con una alta contribución al BSS en el tratamiento con exclusión al pastoreo y pastoreo moderado en el invernáculo y no fue censada en la evaluación a campo.

Cuadro 34. Especies presentes en el BSS de PGA en las evaluaciones de invernáculo y campo. Media del número de semillas/m^2 (±) desvío estándar.

ESPECIES	INVERNÁCULO			CAMPO		
	Medias ± desvío estándar					
	1EV/ha	0.25 EV/ha	Clausura	1EV/ha	0,25 EV/ha	Clausura
Acycarpha tribuloides	98,80±225,02			2,50±7,69		18,75±72,94
Adesmia incana				2,50±11,18		1,25±5,59
Agrostis montevidensis	36,40±61,06	62,40±103,45	114,40±154,26	7,50±23,08		
Anemone decapetala		5,20±23,26	5,20±23,26	6,25±27,95	8,75±21,88	2,50±7,69
Arenaria achalensis	10,40±32,01		608,30±727,56	15,00±42,46	1,25±5,59	
Botrychium australe		10,40±32,01				
Briza subaristata			5,20±23,26	8,75±39,13	5,00±22,36	
Bromus auleticus		36,40±162,79	5,20±23,26	20,62±46,36	33,75±75,77	3,75±9,16
Bromus catharticus		26,00±94,69		11,25±50,31		53,75±85,18
Bulbostylis juncoides	46,80±119,18	52,00±104,00	88,35±257,36			
Carduus thoermeri				12,50±55,90	1,25±5,59	
Carex fuscula	784,95±576,68	1746,50±1679,04	317,20±297,00	1,25±5,59		
Centunculus minimus			46,80±92,25	13,75±61,49	18,75±83,85	
Cheverulia acuminata	5,20±23,26	5,20±23,26			1,25±5,59	
Chevreulia sarmentosa	5,20±23,26		5,20±23,26	15,00±67,08	3,75±12,62	
Cyclospermum leptophyllum	83,20±137,48	67,60±144,24		18,75±72,94		
Cirsium vulgare	26,00±57,21			13,75±43,37	4.37±10,72	11,25±19,67
Conyza bonariensis	291,20±230,34	228,80±198,48	104,00±130,68	10±44,67		1,25±5,59
Conyza serrana	15,60±69,77					
Cotula australis		5,20±23,26				
Deyeuxia hieronymi	5,20±23,26	31,20±117,37	5,20±23,26		2,50±11,18	
Dichondra microcalyx		10,40±46,51		14,37±50,65	3,75±12,13	
Digitaria aequiglumis	5,20±23,26			22,50±94,90		
Eragrostis airoides	5,20±23,26					
Eryngium nudicaule	15,60±50,89	15,60±50,89		13,12±54	7,5±22,44	1,25±5,59
Galium richardianum ssp. richardianum		20,80±64,02				
Gamochaeta filaginea	1320,20±904,3	384,65±763,22	15,60±38,10	2,50±7,69		
Gamochaeta spicata		415,85±886,50	5,20±23,26			
Geranium dissectum		10,40±32,01	5,20±23,26			2,50±11,18
Hypochaeris chillensis	1122,70±650,89	218,35±321,55	260,00±300,85	316,87±263	423,75±550,32	30±52
Hypoxis humilis	322,35±419,82	119,60±179,42		216,25±388,79	63,75±176,57	1,25±5,59
Lachemilla frigida	156,00±287,30	447,05±674,60	436,60±877,18	5,62±36,37	4,37±12,65	1,25±5,59
Lachemilla pinnata		15,60±38,10				

ESPECIES	INVERNÁCULO			CAMPO		
	Medias ± desvío estándar					
	1EV/ha	0.25 EV/ha	Clausura	1EV/ha	0,25 EV/ha	Clausura
Lolium multiflorum	93,60±154,26	5,20±23,26	10,40±32,01	965,00±1153,56	41,87±73,51	38,12±102,10
Margyricarpus pinnatus	5,20±23,26				1,25±5,59	
Medicago lupulina	15,60±38,10	10,40±32,01				
Muhlenbergia peruviana	36,40±113,30					
Notholaena buchtienii	5,20±23,26					
Oenothera indecora	20,80±64,02		5,20±23,26		1,25±5,59	1,25±5,59
Oreomyris andicola					5,62±19,92	1,25±5,59
Polygala asphalata		20,80±93,02				
Pseudognaphalium gaudichaudianum	26,00±74,50	26,00±74,50				
Ranunculus praemorsus		62,35±278,84	52,00±114,42			
Schizachyrium plumigerum	52,00±132,84					
Setaria parviflora				2,50±11,18		
Silene argentina	72,80±162,17	10,40±46,51		26,25±65,13	17,50±51,36	2,5±8,91
Sisyrinchium chilensis	363,90±608,50	98,80±237,34	41,60±97,79		1,25±5,59	
Sorghastrum pellitum	5,20±23,26	15,60±38,10			1,25±5,59	1,25±5,59
Nassella filiculmis	956,55±509,83	868,10±752,81	1153,95±835,50	3,75±12,13	10,00±18,85	18,75±56,12
Nassella juncoides	5,20±23,26					
Nassella neesiana	93,55±326,75		5,20±23,26			
Nassella seudopampagrandensis		5,20±23,26				
Taraxacum officinale	119,60±131,87	41,60±70,78	10,40±32,01	1,25±5,59	78,75±123,13	36,87±55,05
Trifolium repens	52,00±128,49			3,75±12,23	2,50±11,18	
Verbena bonariensis				15,00±46,88		
Veronica peregrina	20,80±93,02					
Vulpia myurus	67,60±176,22	831,75±819,23	285,95±476,86			

En PGB se registró veintiun especies exclusivas en el invernáculo, mientras que en el campo solo trece, siendo comunes para ambas evaluaciones veintisiete. En el invernáculo se halló un número mayor de especies (cuarenta y ocho) respecto a la evaluación de campo (cuarenta especies) **(Cuadro 35).**

Las especies comunes a ambas evaluaciones y que además presentaron una contribución importante al BSS fueron *Bulbostylis juncoides*, *Conyza bonariensis*,

Gamochaeta filaginea, *Pseudognaphalium gaudichaudianum*, *Hypochaeris chillensis*, *Muhlenbergia peruviana*, *Carex fuscula*, *Sisyrinchium chilense ssp. chilense*, *Nassella filiculmis* **(Cuadro 35).**

Cuadro 35. Especies presentes en el BSS de PGB en las evaluaciones de invernáculo y campo. Media del número de semillas/m^2 (±) desvío estándar.

ESPECIES	INVERNÁCULO			CAMPO		
	Medias ± desvío estándar					
	1EV/ha	0.25EV/ha	Clausura	1EV/ha	0,25EV/ha	CLAU
Acycarpha tribuloides	36,40±102,76	26,00±81,79	10,40± 46,51	3,75±12,23		0,15±0,67
Agrostis montevidensis	10,40±32,01				0,10±0,31	
Anemone decapetala	10,40±32,01			11,25±27,48	15,00±37,52	0,70±0,86
Arenaria achalensis	31,20±83,34	0,00±0,00	389,85±1527,77	55,00±80,54	7,50±23,08	18,75±25,49
Baccharis articulata		5,20±23,26				
Bidens triplinervia				8,75±23,33	0,72±3,05	12,50±29,80
Briza subaristata		5,20±23,26				1,25±5,59
Bromus auleticus		10,40±46,51				
Bromus catharticus		15,60±69,77	5,20 ±23,26			
Bulbostylis juncoides	36,40±84,52	114,40±199,34	1122,65±1385,92	1,25±5,59	184,37±660,36	33, 12±46,55
Cardionema ramossisima	15,60±50,89		10,40±32,01			
Carduus thoermeri						1,25±5,59
Carex fuscula	551,05±396,26	244,30±399,37	519,95±664,44		7,50±28,21	1,25±5,59
Centunculus minimus			41,60±97,79			
Chevreulia acuminata			15,60±50,89			8,75±33,71
Chevreulia sarmentosa			5,20±23,26		1,25±5,59	
Cyclospermum leptophyllum				8,75±18,63		
Cirsium vulgare				6,25±13,75		5,00±13,08
Conyza bonariensis	78,00±74,50	41,60±70,78	213,20±251,32			
Cuphea glutinosa						1,25±5,59
Dichondra microcalyx			10,40±32,01		1,25±5,59	
Digitaria aequiglumis	5,20±23,26	26,00±116,28				
Eleocharis nodulosa					5,00±10,26	1,25±5,59
Eryngium nudicaule	5,20±23,26	5,20±23,26			5,00±17,40	2,50±7,69
Galium richardianum ssp. richardianum		5,20±23,26		2,50± 11,18		
Gamochaeta filaginea	104,00±218,67	130,00±154,16	72,80±169,05	3,75±9,67	5,00±13,08	1,25±5,59
Gamochaeta spicata			5,20±23,26		1,25±5,59	
Gomphrena pulchella				6,25±22,76	1,25±5,59	
Hieracium cordobense				7,50±23,08	1,25±5,59	1,25±5,59
Hypochaeris chillensis	109,20±183,19	20,80±42,68	202,75±339,75	933,75±860,62	246,87±267,01	117,50±146,76
Hypoxis humilis		41,60±163,22	41,60±103,45	7,50±28,21	2,50±11,18	55,00±123,17
Juncus dombeyanus		41,60±186,04				
Lachemilla frigida	26,00±66,42		5,20±23,26	0,10±0,31	1,25±5,59	1,25±5,59
Lachemilla pinnata		5,20±23,26	62,40±182,96			
Lobelia nana		5,20±23,26	36,40±162,79			

ESPECIES	INVERNÁCULO			CAMPO		
	Medias ± desvío estándar					
	1EV/ha	0.25EV/ha	Clausura	1EV/ha	0,25EV/ha	CLAU
Lolium multiflorum	5,20±23,26	46,80±209,30	5,20±23,26		7,50±28,21	17,5±32,39
Margyricarpus pinnatus				1,25±5,59		
Muhlenbergia peruviana	415,95±417,20	972,05±899,45	161,20±310,12	43,75±102,56	26,25±51,60	75,00±125,66
Notholaena buchtienii		10,40±32,01				
Nothoscordum gracile		57,15±255,58				
Noticastrum marginatum					1,25±5,59	
Oenothera indecora	5,20±23,26	10,40±46,51		1,25±5,59		1,25±5,59
Oreomyrrhis andicola				1,25±5,59	5,62±17,94	
Plantago argentina				6,25±13,75		
Plantago brasiliensis		10,40±32,01				
Pseudognaphalium gaudichaudianum	244,35±487,95	421,10±383,71	104,00±154,63	23,75±74,55	1,25±5,59	
Ranunculus praemorsus					1,25±5,59	
Schyzachirium spicatum		10,40±46,51	5,20±23,26			6,25±13,75
Setaria parviflora		67,55±302,09				
Silene argentina	36,40±50,89	5,20±23,26			5,00±13,08	
Sisyrinchium chilense ssp. chilense	46,80±145,03	109,15±327,75	135,20±210,99			
Sorghastrum pellitum		83,15±348,15	5,20±23,26	2,50±7,69	2,50±7,69	
Spergula ramosa	5,20±23,26					
Sporobolus indicus		83,15±371,86				
Nassella filiculmis	150,80±222,48	171,55±407,88	104,00±154,63	12,50±38,47	20,00±63,14	136,25±167,50
Nassella juncoides	31,20±76,20					
Nassella neestiana		93,55±418,37				2,50±7,69
Taraxacum officinale	5,20±23,26	15,60±38,10	15,60±38,10	25,00±58,49	5±11,18	11,25±24,97
Trifolium repens	10,40±46,51	5,20±23,26				
Vulpia myuros		317,15±466,72				
Zephyranthes filifolia	5,20±23,26					

Las especies de mayor contribución al BSS de PGA (**Cuadro34**) y PGB (**Cuadro 35**) fueron las mismas para ambas comunidades pero con diferente grado de importancia en la contribución. Seis son las especies que más contribuyeron al BSS independientemente de la comunidad y de la evaluación: *Conyza bonariensis*, *Gamochaeta filaginea*, *Hypochaeris chillensis*, *Carex fuscula*, *Sisyrinchium chilense* ssp. *chilensis*, *Nassella filiculmis*.

III. 2. 4. Análisis de similitud florística

III.2.4.1. En la Vegetación Establecida y el Banco de semillas del suelo para el PGA

El total de especies que se registró fue de 112 (**Anexo I**), se registraron 65 especies en la vegetación establecida y en el BSS, 53 especies fueron censadas en la evaluación en invernáculo y 37 especies en la evaluación a campo. El análisis de ordenamiento de la vegetación establecida y el BSS en la evaluación en invernáculo y a campo, reflejó las diferencias florísticas entre la VE y ambos experimentos del banco, evidenciado en mayor magnitud por el **eje 1** (eigenvalue= 0.77) (Figura 20), mientras que el que **eje 2** (eigenvalue= 0.38) mostró las diferencias florísticas entre las evaluaciones en el invernáculo y en el campo.

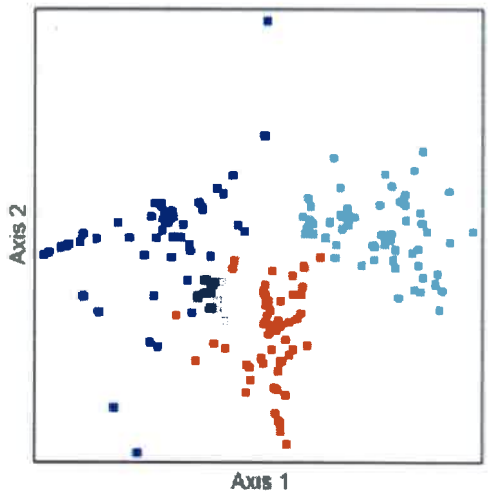

Figura 20. Análisis de DCA de los tratamientos de pastoreo, considerando la composición florística en la ■ VE y las evaluaciones del BSS en ■ invernáculo y ■ campo PGA.

La similitud florística fue baja en ambas evaluaciones y en la VE y sus respectivos tratamientos. La mayores diferencias florísticas se establecieron en el

tratamiento con exclusión al pastoreo; la clausura del invernáculo y la clausura de la vegetación establecidamenor, las que presentaron la menor similitud (0.26), mientras que la clausura de ambas evaluaciones fue de 0.28 **(Cuadro 36).**

Cuadro 36. Similitud (Coeficiente de Sorensen) entre la VE, evaluación en el campo y en el invernáculo para PGA.

Experimentos	**Tratamientos**		
	Clausura	**0.25EV/ha**	**1EV/ha**
Invernáculo/campo	0.28	0.39	0.37
Invernáculo/VE	0.26	0.42	0.38
Campo/VE	0.33	0.35	0.35

III.2.4.2. En la Vegetación Establecida y el Banco de semillas del suelo para la comunidad de PGB

De las 112 especies que se censaron (**Anexo I**), en la vegetación establecida se registraron 79, 50 en el BSS en la evaluación en invernáculo y 49 en la evaluación a campo. Del análisis del agrupamiento de la vegetación establecida y el BSS (invernáculo y a campo), el **eje I** (eigenvalue=0.73) representó (**Figura 21**) la diferencia florística entre la VE y ambos experimentos del banco. El **eje 2** eigenvalue=0.40 reflejó las diferencias entre las dos evaluaciones del banco.

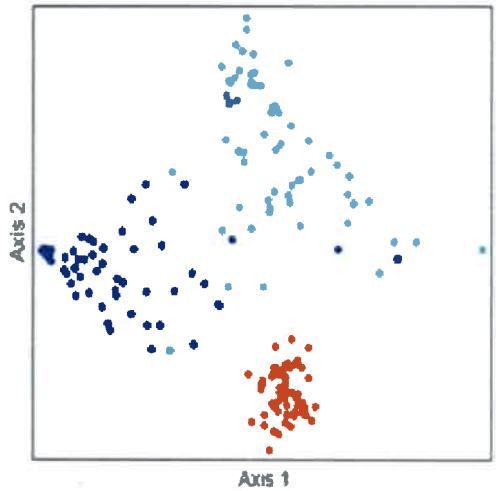

Figura 21. Análisis de DCA de los tratamientos, considerando la composición florística en la ● VE y las evaluaciones del BSS en invernáculo y en el ● campo para PGB.

La similitud entre ambas evaluaciones y la vegetación establecida, para todos los tratamientos de pastoreo, fue baja (**Cuadro 37**). Los valores de similitud para los tratamientos, fueron menores cuando se comparó la similitud entre la evaluación en invernáculo y la vegetación establecida. Los valores para la comparación entre las evaluaciones invernáculo-campo fueron mayores, siendo la clausura la que mostró mayor similitud con respecto a los otros tratamientos (0.42).

Cuadro 37. Similitud (Coeficiente de Sorensen) entre la VE y las evaluaciones de campo e invernáculo para PGB.

Experimentos	**Tratamientos**		
	Clausura	**0.25EV/ha**	**EV/ha**
Invernáculo/campo	0.42	0.37	0.36
Invernáculo/VE	0.27	0.31	0.28
Campo/VE	0.31	0.40	0.32

IV. DISCUSIÓN

IV.1.Caracterización florística de la VE

Cuando se analizó la composición florística de los pastizales en conjunto se observó claramente que las comunidades se diferenciaron, más de la mitad de las especies que componen el PGA y el PGB no son compartidas en la VE, el pastizal bajo presentó un importante número de especies exclusivas, dichos resultados coinciden con lo encontrado por Cabido *et al.*, (1985) y Cantero *et al.*, (2001), los que clasifican a estos pastizales en dos nodos distitintos, el nodo de *Deyeuxia hieronymi*, es considerado pobre en especies en relación con el nodo de *Sorghastrum pellitum* el cual presenta una riqueza de intermedia a alta . Sí ambas comunidades presentaron un comportamiento similar con respecto a los tratamientos, los tratamientos con pastoreo se difenciaron de la clausura en el gradiente de la composición florística (Díaz *et al.*, 1992; Cingolani *et al.*, 2003).

De lo discutido anteriormente surguió la necesidad de analizar las comunidades por separado en lo que respecta a diversidad y riqueza.

En el pastizal de gramíneas altas (PGA), el pastoreo moderado se asoció con los mayores valores de diversidad, riqueza y equidad respecto a los otros tratamientos. Esto se debió en parte, a que la especie dominante (*Deyeuxia hieronymi*), que en su estado adulto forma grandes matas y es no palatable (Pucheta y Cabido, 1992) e impide la instalación de otras especies, disminuyó su abundancia-cobertura.

Resultados similares fueron encontrados en otros pastizales del mundo (Milchunas *et al.*,1988; Chaneton y Facelli, 1991) y también para los pastizales de montaña de las sierras de Córdoba (Márquez *et al.*, 2002, Nai-Bregaglio *et*

al.,2002). Estos nuevos espacios libres fueron ocupados por especies con formas de crecimiento arrosetado, como es el caso de *Hypochaeris chillensis* que puede convertirse en una especie invasora en el pastizal (Amuchástegui *et al.*, 2004).

La riqueza, equidad y diversidad en el tratamiento con pastoreo severo fue menor que en el tratamiento con pastoreo moderado. Allí la especie dominante (*Deyeuxia hieronymi*), disminuyó su abundancia-cobertura e *Hypochaeris chillensis*, aumentó notablemente su estatus poblacional promoviendo un decrecimiento de la riqueza en el tratamiento con pastoreo moderado.

Otras dicotiledóneas de ocurrencia en los tratamientos con pastoreo, aunque con menor abundancia, fueron *Eryngium agavifolium* y *E. nudicaule*, quienes poseen similares formas de crecimiento que *Hypochaeris chillensis*. También *Conyza bonariensis* y *Cirsium vulgare*, dicotiledóneas anuales, no palatables incrementaron sus valores de abundancia-cobertura con el incremento del pastoreo.

Estos resultados coinciden con los reportados por otros autores quienes observaron un incremento de especies de crecimiento en roseta basal y órganos de reserva subterráneos, en los sitios con mayor intensidad de pastoreo (McIntyre 1995, Díaz *et al.*, 1992, Pucheta y Cabido 1992; Noy-Meir *et al.*,1998). De aquí que la herbivoría puede cambiar las jerarquías competitivas, afectando la coexistencia de las especies (Keddy y Shipley, 1989; Bowers, 1993), tal es así que en PGA la disminución de la abundancia cobertura de la especie dominante, facilitó el reemplazo de especies, coincidiendo con lo expresado por Archer y Detling, (1984) y Morici *et al.*,(2003). La defoliación selectiva de las especies palatables también puede conferir ventajas competitivas a las especies de menor

palatabilidad y en caso de persistir el pastoreo severo, podría conducir a un reemplazo de especies en la comunidad (Moretto y Distel 1999).

La exclusión al pastoreo, permitió a las gramíneas altas (*Deyeuxia hieronymi*) crecer rápidamente y dominar el pastizal (Conell, 1975); afectando negativamente a la riqueza y diversidad de la comunidad. Conclusiones similares han sido establecidas para pastizales altos por Nuñez *et al.*, (2001); Pucheta y Cabido, (1992) y por Pucheta *et al.*,(1998b). La baja similitud florística entre los tratamientos con pastoreo y la clausura pueden deberse al efecto del mismo proceso ecológico provocado por la dominancia de *Deyeuxia hieronymi* en ausencia de pastoreo (Amuchástegui *et al.*, 2004).

Lo ocurrido con la diversidad en esta comunidad coincide con el modelo planteado por Milchunas *et al.*, (1988), sobre el efecto del pastoreo, quienes sostienen que en pastizales con larga historia de pastoreo por grandes herbívoros la intensidad moderada es la que promueve la máxima diversidad. Otros estudios llevados a cabo en pastizales húmedos de la misma región son coincidentes con los resultados hallados aquí respecto a la intensidad del pastoreo (Pucheta *et al.*, 1998a, 1998b; Cingolani *et al.*, 2005, 2008).

En el pastizal de gramíneas bajas (PGB), en cambio el pastoreo favoreció el incremento en la diversidad, equidad y riqueza, si bien la diferencia solo fue significativa entre el tratamiento con pastoreo severo y la clausura, mostrando el pastoreo moderado una posición intermedia. Esto podría deberse a que en esta comunidad no existe una dominancia monoespecífica como en el pastizal alto (Cantero *et al.*, 1999).

Además el sitio donde crece este pastizal involucra condiciones fluctuantes de humedad y temperatura en el suelo por su escasa profundidad y mayor grado de pedregosidad que los pastizales altos (Cantero *et al.*, 2001). Dichas condiciones restringen la sobrevivencia de las especies, las cuales deben adaptarse al estrés hídrico permanente y escasez de nutrientes modificando su forma de crecimiento con tallos bajos y postrados, baja tasa de crecimiento, baja área foliar específica y hojas duras, órganos de reserva subterráneos como bulbos, rizomas y raíces gemíferas, caracteres que les confieren también resistencia al pastoreo (Anderson, 1982; Díaz *et al.*, 2004; Cingolani *et al.*, 2005). Por ello cuando son intensamente pastoreados, conforman un dosel denso y bajo (Mc Naughton 1984) que resiste mejor el pastoreo y puede constituirse en mecanismos de evasión al mismo (Briske, 1991; Milchunas y Lauenroth, 1993).

Sorghastrum pellitum es una de las especies dominante de esta comunidad por su abundancia-cobertura y buena palatabilidad (Anderson, 1982). Si bien está presente en todos los tratamientos disminuyó su abundancia-cobertura en los tratamientos con pastoreo, mientras que la exclusión, favoreció su recuperación, afectando negativamente la diversidad de la comunidad, resultados similares fueron observados por Moretto y Distel (1999) y Nuñez (2001).

Otras especies importantes por su abundancia-cobertura en los PGB fueron*Carex fusculay Bulbostylis juncoides*, graminoides que no vieron alterada su presencia por el pastoreo o su exclusión y se comportaron como especies tolerantes que se adaptan a las distintas situaciones. Otra situación similar ocurrió con*Eryngium nudicaule* e *Hypochaeris chillensis*, cuya abundancia-cobertura tampoco se modificó por los distintos tratamientos, lo cual coincidió, en parte con

lo observado por Pucheta *et al.*, (1998a), quienes encontraron que los graminoides y las formas de crecimiento postrado predominaban en los sitios pastoreados, no así las especies arrosetadas.

Hubo especies que incrementaron su abundancia-cobertura con el pastoreo, tal como *Agrostis montevidensis*, (gramínea baja, de buena palatabilidad) y ello pudo deberse a que al ser una gramínea de muy baja altura no sea accesible para ser pastoreada, situación muy diferente a la que ocurre con *Sorghastrum pellitum,* más accesible y de mayor valor forrajero y que en determinadas oportunidades puede ser sobrepastoreada (Aguilera *et al.*, 1997). *Nassella filiculmis*, también aumentó su abundancia-cobertura con el pastoreo, esta especie perenne, de muy baja palatabilidad, ocupa los sitios en donde *Sorghastrum pellitum*disminuye su abundancia-cobertura.

En base a lo evaluado en la vegetación establecida se podría pensar que el PGB fue más tolerante al pastoreo que la comunidad de pastos altos y que la diversidad en estos pastizales se mantuvo relativamente constante, excepto con las cargas muy altas (Milchunas *et al.*, 1988).

Los cambios en la riqueza de especies fueron promovidos por la alta intensidad de pastoreo, pero los cambios en la diversidad fueron pequeños, este efecto fue también observado por Noy-Meir 1990, en pastizales semiáridos con larga evolución con pastoreo.

La similitud en la riqueza fue en general baja entre los tratamientos con pastoreo y la clausura y mayor entre los tratamientos con pastoreo.*Sorghastrum pellitum*, presente en todos los tratamientos, disminuyó su abundancia-cobertura en las situaciones pastoreadas en forma severa; con aparición de nuevos espacios

donde germinaron especies ausentes en la clausura, la mayoría de ellas, dicotiledóneas anuales y perennes de baja palatabilidad, arrosetadas o postradas (Loydi y Distel, 2010).

Los valores de diversidad, equidad y riqueza, fueron siempre más altos en PGB que en PGA y esto coincidió con los estudios realizados por Cabido *et al.*,(1989) y Cantero *et al.*,(2001); para los pastizales serranos de la provincia de Córdoba en escalas mayores.

IV.2. Evaluación del BSS

IV.2.1.Invernáculo

En el BSS del invernáculo la composición florística de ambas comunidades compartieron la mitad de sus especies, siendo las especies exclusivas de cada comunidad menor que en la vegetación establecida. En lo que respecta a los tratamientos, en ambas comunidades se diferenciaron los tratamientos pastoreados de los excluídos al mismo coincidiendo con lo ocurrido en la VE. Marco y Páez (2000) reportaron la misma tendencia en el banco de semillas de pastizales de montaña y Mc Donald *et al.*, (1996) en praderas húmedas. Por otro lado concuerda con lo planteado por Cingolani *et al.*, (2005) y Loydi y Distel (2010) quienes plantean que el pastoreo afecta las comunidades de pastizales en su estructura y composición florística.

Es así como el pastoreo moderado favoreció el incremento de las monocotiledóneas en ambas comunidades, debido a la predominancia de especies comunes, por ejmplo, *Carex fuscula*, especie que soporta la presión de la herbivoría por poseer tallos bajos y lenta tasa de crecimiento (Noy-Meir *et al.*, 1989) y capacidad de regeneración por semillas y rizomas (Díaz *et al.*, 2004).

En PGA, fueron importantes los aportes de: *Nassella filiculmis*, gramínea perenne no palatable y *Vulpia myuros* gramínea anual invernal que de acuerdo a Ghermandi (1997) actuaría como colonizadora de los parches desprovistos de cobertura producidos por el sobrepastoreo del ganado bovino.

En cambio en PGB aparecieron *Muhlenbergia peruviana* y*Vulpia myurus; Muhlenbergia peruviana* fue citada por Márquez *et al.*, (2002), quién afirma que dicha especie ocupa las discontinuidades de la cobertura vegetal producida por la actividad de los herbívoros (Funes *et al.*, 2001); *Vulpia myurus* fue importante en el tratamiento con pastoreo moderado, con un rol similar (Cingolani *et al.*, 2003).

El pastoreo severo favoreció a las dicotiledóneas en las dos comunidades estudiadas. Se destacó *Gamochaeta filaginea* por su mayor contribución al BSS y en PGB, *Pseudognaphalium gaudichaudianum*; ambas especies son anuales oportunistas, de semillas muy pequeñas y de baja palatabilidad.

Hypochaeris chillensis y *Conyza bonariensis* fueron importantes en las dos comunidades, por su aporte al banco y su baja palatabilidad; por lo cualson coincidentes con lo observado en sitios severamente pastoreados por Loydi y Distel, (2010) quienes reportaron un aumento de latifoliadas de crecimiento rastrero o en roseta con las altas intensidades de pastoreo.

Hallazgos similares han sido reportado por otros autores quienes afirman que el pastoreo continuo y con altas cargas suele incrementar la proporción de dicotiledóneas (Sternberg *et al.*, 2003; Haretche & Rodriguez, 2006) que reemplazan a las especies palatables y como consecuencia, provocan una disminución del potencial productivo del pastizal (Moretto y Distel, 1999).

En éste estudio el mayor tamaño del BSS de las dicotiledóneas en los sitios severamente pastoreados se debió a la generación de espacios dentro de la matriz del pastizal, generados por la perturbación y en donde especies oportunistas puden germinar, florecer y fructificar, produciendo una gran cantidad de semillas y generando bancos de semillas cada vez mayores, Amuchástegui *et al.,* (2004); Clarke y Davison, (2004).

En cuanto a las especies anuales el mayor tamaño de BSS, sólo registró diferencias estadísticamente significativas en el tratamiento con pastoreo moderado y en PGB. La presencia de especies anuales tanto monocotiledóneas como dictotiledóneas ya citadas podrían explicarlo (Eriksson y Eriksson, 1997; Kahmen *et al.,* 2002). Estos resultados concuerdan con los hallados por O'Connor & Pickett (1992); Bertiller (1996), Mayor *et. al.*, (2003), y con lo descripto por Márquez, *et al.,* (2002) quienes refieren una situación similar con las especies anuales en sitios pastoreados donde el suelo carece de una cubierta de mantillo. Afirman que estas especies actuarían como colonizadoras de los parches desprovistos de cobertura producidos por el sobrepastoreo del ganado. Lo encontrado respecto al aumento de especies anuales en el BSS bajo pastoreo, concuerdan con lo reportado por otros autores en pastizales semiáridos (Navie *et al.,* 1996; Landsberg *et al.,* 1997; Kinucan y Smeins, 1992).

El incremento de las especies perennes por el efecto del pastoreo únicamente ocurrió en PGA. En los sitios pastoreados las especies que más aportaron al banco fueron las de escaso valor forrajero tales como *Gamochaeta filaginea, Hypochaeris chillensis y Nassella filiculmis*, mientras que sólo una, *Carex fuscula*, fue de alto valor forrajero.

La presencia de *Nassella filiculmis*, probablemente se debió a que las diásporas de esta especie tiende a caer alrededor de la planta madre, lo cual se ve reflejado en el banco de semillas. Por otro lado la broza puede actuar como una trampa natural de retención de semillas (Ruprechet y Szabó, 2011), y si bien allí puede producirse predación de semillas, las de menor tamaño puden atravesar la broza y llegar a la superficie del suelo (Loydi *et al.*, 2012).

En PGA el pastoreo alteró la cantidad de broza acumulada y ello concuerda con lo observado por Willms y Quinton (1995). Esta situación modifica la dormancia y germinación de las especies por lo que la densidad del banco de semillas del suelo se incrementa (Iverson y Walli, 1982; Kinloch y Friedel, 2005) y terminarían favoreciendo a las dicotiledóneas perennes no palatables.

En PGB no hubo un patrón claro en el aporte de especies perennes entre los tratamientos y ello puede deberse a que existe un conjunto mayor de especies al de otras comunidades, capaces de coexistir en superficies reducidas junto a *Sorghastrum pellitum* y *Jarava juncoides* (Cantero *et al.*, 2001). Muchas de estas especies son perennes y preferidas por el ganado por su buena calidad forrajera (Nuñez, *et al.*, 2001) que al ser pastoreadas producen menor BSS. Por otro lado, en la clausura, si bien hay una mayor acumulación de semillas de estas especies, la no remoción provoca un envejecimiento de las plantas ya que no producen macollos nuevos y por lo tanto la producción de semillas se ve disminuida.

En el BSS ambas comunidades, no se diferenciaron en cuanto a riqueza, diversidad y equidad, lo que no coincide con lo ocurrido en la vegetación establecida, donde PGB presentó mayor riqueza y diversidad. Este hllazgo que coincidió con lo encontrado por Cabido *et al.*, (1989) y Cantero *et al.*,(2001) en

los pastizales serranos de la provincia de Córdoba, pero no con lo reportado por Funes *et al.*,(2001), en estudios sobre banco de semillas del suelo en pastizales similares, donde se cita un mayor número de especies en los pastizales-pedregales que en los pastizales altos. Una de las principales causas que explican este resultado es que el pool de semillas que se encuentra en PGB depende de PGA, según lo planteado por Cantero *et al.*,(1999).Estos autores sostienen que el rol potencial de la "limitación de diásporas" determina la riqueza de especies en PGB dependiendo de la proximidad de la comunidad al pastizal alto; es decir, esta comunidad (PGA) actuaría como donante de semillas e incrementaría así el número de especies que coexisten en el pastizal bajo, dado que existen un gran número de especies comunes a ambas comunidades.

En la comunidad de pastos altos, el pastoreo severo promovió cambios significativos en la diversidad y riqueza de las especies siendo mayor con respecto a la exclusión al pastoreo. Por otro lado, en PGB, tanto riqueza como diversidad fueron mayores en el tratamiento con pastoreo moderado.

Lo observado en el BSS de PGA coincide con los resultados encontrados por Donelan & Thompson (1980) en otros pastizales del mundo y en pastizales de montaña en Córdoba similares al estudiado, por Marco y Páez (2000).

Sin embargo, el incremento en la riqueza y diversidad producida por las diferentes intensidades de pastoreo en ambas comunidades, no concuerdan con los obtenidos por Márquez, *et al.*, (2002) para pastizales de montaña en Córdoba y por Loydi *et al.*,(2012) en pastizales sub-húmedos del centro de Argentina quienes no encontraron diferencias significativas ni en la riqueza ni en la diversidad de las especies en el banco de semillas entre sitios pastoreados y

excluidos al mismo, pero sí reportaron una menor densidad de gramíneas en el banco de semillas y un incremento de especies arrosetadas y no nativas.

Los cambios en la diversidad pueden deberse a que el pastoreo severo modifica la canopia de las especies lo que provoca alteraciones en el microclima y disminuye la cantidad de broza acumulada (Nai-Bregaglio *et al.*, 2002; Godefroid *et al.*, 2006), dejando sitios donde pueden germinar especies oportunistas (Noy-Meir *et al.*, 1989; Kahmen *et al.*, 2002), además de especies exóticas como *Trifolium repens* y *Lolium multiflorum* que son muy buenas forrajeras, mientras que otras como *Taraxacum officinale* y *Cirsium vulgare*, desvalorizan la calidad forrajera del pastizal.

Lo que ocurre con la diversidad en PGB se ajusta al modelo planteado por Milchunas *et al.*, (1988) y por Cingolani *et al.*, (2005) quienes enfatizan el rol de los disturbios intermedios. La maximización de la riqueza y diversidad producida por el pastoreo moderado se debió principalmente a la mayor cantidad de especies que germinaron y con una elevada equidad entre ellas y en ente sentido se vieron favorecidas las gramíneas y graminoides, no así las especies arrosetadas como ocurrió en PGA.

Estos resultados concuerdan con lo ocurrido en pastizales salinos de Inglaterra, (Ungar y Woodell, 1996) y en pastizales semiáridos subtropicales Navie *et al.*, (1996), en donde el pastoreo moderado maximiza la diversidad y riqueza, mientras que el pastoreo severo las disminuye.

La exclusión al pastoreo produjo los menores valores de diversidad (Marco y Páez, 2000) en ambas comunidades, lo que indicaría que estos pastizales que han evolucionado con la presencia de herbívoros, necesitan delos mismos para

mantener su diversidad. En su BSS, éste comportamiento coincide con lo ocurrido en la vegetación establecida en ambas comunidades.

Cuando se analizó el tamaño del BSS de las comunidades en forma conjunta, se pudo observar que fue mayor en PGA y esto probablemente esté asociado a diferencias en la estructuración de los primeros centímetros de suelo en ambas comunidades dado que el grado de rocosidad y pedregosidad es mayor en PGB, restringiendo el nivel de cobertura vegetal, (Cantero *et al.*, 2001), y por consiguiente la potencial concentración de semillas.

Ello concuerda con lo afirmado por Tobaldo *et al.*,(1998) quien observó, que el ganado permanece más tiempo pastoreando en el pastizal bajo y con ello, al incrementarse la presión de pastoreo, se provocaría una reducción en el banco de semillas del suelo (Bisigato, 2000).

El efecto del pastoreo es mayor en PGA que en PGB. Esto podría deberse a que el pastoreo altera la densidad del banco de semillas del suelo (Iverson y Walli, 1982; Kinloch y Friedel, 2005), a través de un cambio en la composición y abundancia del pastizal, por la reducción de broza, la que altera la dormancia, germinación y predación (Willms y Quinton, 1995) y por lo tanto la producción de semillas.

Por otro lado, los diferentes niveles de pastoreo modificaron el tamaño de BSS en PGA con un incremento en los sitios pastoreados, respecto a la clausura. En PGB si bien este efecto fue observado no resultó significativo y ello coincide con lo encontrado por Marco y Páez, (2000) en pastizales altos en la pampa de Achala (Argentina) y por Haretche y Rodríguez, (2006) en pastizales Uruguayos.

En otros estudios realizados en un pastizal semiárido patagónico dominado por *Festuca* ssp., Bertiller, (1992) observó que el pastoreo disminuyó la densidad de semillas en el BSS y ello no coincide con los resultados encontrados en este estudio. Similares resultados a los Bertiller, (1992), fueron reportados por O´Connor y Pickett, (1992) en pastizales de la savana Africana y por Ortega *et al.,*(1997), en pastizales mediterráneos. Por otro lado Milberg y Hansson (1993) y Milberg (1995) no observaron efectos del pastoreo sobre la densidad del BSS en pastizales calizos. A su vez, Loydi *et al.,* (2012) en pastizales sub-húmedos montañosos de la pampa de Argentina, solo encontraron diferencias significativas para PGA.

IV.2.2. Campo

Al analizar la composición florística en el campo, las comunidades compartieron la mitad de las especies relevadas en el BSS, si bién se diferenciaron espacialmente, dicha tendencia no fue clara como en la VE, se asemeja a lo ocurrido en el BSS en invernáculo. En ésta evaluación es donde se relevó el menor número de especies y el mayor en la VE. En cuanto a las comunidades y los tratamientos, el pastoreo severo y la exclusión evidenciaron mayores diferencias en la composición florística, coincidiendo en general con lo observado en el invernáculo y la vegetación establecida. Las dos comunidades poseen estructuras diferentes (Cantero *et al.,* 2001), y reaccionan en forma desigual frente a la presión de pastoreo. El pastoreo simplifica el estrato herbáceo permitiendo que especies arrosetadas sean las especies de mayor emergencia aprovechando la apertura del canopeo y los sitios seguros para germinar en ambas comunidades y en el caso de PGB, pueden llegar a reemplazar a especies palatables (Sternberg, *et*

al., 1993; Wright & Westoby, 2001 y Kahmen *et al.,* 2002). Los cambios provocados por el pastoreo en pastizales nativos en todo el mundo, ya han sido reportados por numerosos autores (Noy-Meir *et. al.*, 1989; Westoby *et. al.*, 1989; Milchunas & Laurenroth, 1993, Cingolani *et al.,* 2003, 2005).

Los valores de riqueza, equidad y diversidad fueron significativamente mayores en PGB en relación a PGA, coincidiendo con lo ocurrido en la vegetación establecida y con lo reportado por Funes *et al.,* (2001) en experimentos realizados en el invernáculo. La diferencia se debió principalmente a que en PGB germinaron muchas especies en roseta, postradas o graminoides, que aprovecharon la ventaja de los sitios de escasa cobertura o denudados (Jensen y Gutenkunst, 2003), generados por perturbación y que no podrían germinar bajo condiciones desfavorables tales como presencia de alta cantidad de mantillo (Baskin y Baskin, 1998), situación que se da en PGA.

Con la exclusión al pastoreo ocurrieron los mayores valores de diversidad y de equidad, mientras que con el pastoreo severo se observaron los menores valor de diversidad y de equidad, lo cual concuerda con lo expresado por Milchunas *et al.,* (1988) y Cingolani *et al.*, (2005), quienes sostiene que ante perturbaciones severas, la diversidad disminuye.

Se reportaron la presencia de especies exóticas en las dos comunidades y en los tratamientos pastoreados y con exclusión al mismo, siendo *Carduus thoermeri*, *Cirsium vulgare* y *Taraxacum officinale* las más importantes y con mayor incidencia en el tratamiento con pastoreo severo. Estos resultados no coinciden con lo reportado por Pucheta y Cabido (1992); Pucheta *et al.,* (1998a,1998b) y Díaz *et al.,*(1994), quienes encontraron una baja cantidad de

especies exóticas, sugiriendo que el pastoreo a intensidades moderadas a altas no estarían actuando como una perturbación severa. Similares resultados fueron encontrados por Márquez *et al.,* (2002) en el BSS de pastizales naturales de montaña del centro de Argentina. Sin embargo Amuchástegui *et al.,* (2004), no registraron un aumento de especies exóticas en el BSS, pero sí un aumento en su contribución al mismo en los sitios pastoreados en forma severa, lo cual podría indicar un deterioro del pastizal sí persistiera dicho pastoreo.

A diferencia de lo observado en el experimento del invernáculo, en el ensayo de campo, el tamaño del BSS no mostró diferencias significativas entre las dos comunidades. Esto puede deberse a las diferencias metodológicas que modifican las variables micro-ambientales que ocurren en condiciones de campo a diferencia del experimento realizado en el invernáculo.

Ambas comunidades mostraron un menor tamaño BSS en el campo respecto al invernáculo. La comunidad de PGA fue la más afectada en condiciones de campo, debido a las barreras que obstaculizan la germinación de las semillas presentes en el banco, una de ellas es la dominancia de *Deyeuxia hieronymi*, que por su alto porte cierra el canopeo e impide la llegada de luz al suelo; libera mucha broza (Pucheta *et al.,* 1998a) que se acumula y se descompone lentamente por la bajas temperaturas, provocando una menor proporción de sitios seguros para germinación y establecimiento de las especies ya que las semillas quedan retenidas en el mantillo (Nuñez, 2001).

En cuanto al tamaño del BSS los tratamientos mostraron una tendencia similar en donde los mayores tamaños estuvieron en los tratamientos con pastoreo

severo seguido por el pastoreo moderado y por último la clausura. Los tamaños de BSS fueron mayores en PGA en relación a PGB en los tratamientos pastoreados, diferencia que fue estadísticamente significativa, mientras que la clausura de PGB mostró el comportamiento inverso. En el tratamiento con exclusión al pastoreo en PGA se genera una mayor acumulación de mantillo que impide que las semillas tomen contacto con el suelo (Márquez *et al.,* 2002), disminuyendo el enterramiento de las mismas y dejándolas expuestas a la predación, sumado a la mayor cobertura de la vegetación establecida que disminuye la llegada de la luz incidente, pudiendo provocar la dormancia en algunas especies (Crawley, 1992).

En PGB el pastoreo moderado no se diferenció estadísticamente de la clausura en el tamaño de BSS, debido a que esta comunidad es más tolerante al pastoreo (Nuñez *et al.,* 2001). Aquí es probable que el pastoreo moderado no sea una perturbación que llegue a producir cambios importantes en cuanto al tamaño de BSS. Estos resultados coinciden con los hallados en otros pastizales que resisten bien el efecto del pastoreo moderado (Mc Naughton ,1979; Noy-Meir *et al.,*1989).

En ambas comunidades quedó demostrado que el pastoreo severo se diferencia en cuanto a tamaño del BSS, del tratamiento con exclusión al pastoreo. Estos resultados fueron coincidentes con lo reportado por Marco y Paez, (2000) y Haretche y Rodriguez, (2006) pero no coincidieron con Márquez *et al.,* (2002) y Loydi *et al.,* (2012). Cabe aclarar que estos estudios fueron realizados en invernáculo, ya que no se han encontrado trabajos publicados en donde los censos hayan sido realizados directamente a campo.

Belsky (1986a, 1986b) y Collins, (1987) coinciden con lo reportado aquí, en ambas comunidades con respecto al efecto del pastoreo severo en el banco de semillas. Estos autores expresan que ante el pastoreo con altas cargas, se provocan efectos diferenciales en la dispersión, establecimiento y sobrevivencia entre las especies palatables y las que no lo son, ya que el pastoreo selectivo produce cambios en las jerarquías competitivas (Keddy y Shipley, 1989; Bowers, 1993), proceso que se ve facilitado por la disminución del área foliar de las especies dominantes (Connell, 1975; Archer y Detling, 1984; Mark, 1994; Hofsede *et al.*, 1995), lo que facilitaría el establecimiento y posterior reemplazo de las mismas por otras especies menos palatables (Archer y Detling, 1984).

Las especies que se vieron favorecidas en PGA, fueron: *Lolium multiflorum* en el sitio con pastoreo severo en otoño e *Hypochaeris chillensis*, en la estación de primavera. En estos pastizales, esta especie es una de las más eficientes en la colonización de micrositios en ambas comunidades (Amuchástegui *et al.*, 2004), debido a que el pastoreo severo reduce la cobertura vegetal y genera mayor cantidad de sitios seguros para la germinación y establecimiento de dicha especie, la cual invade el pastizal, desmejorando su condición para el pastoreo.

En ambas comunidades el BSS estuvo representado en su mayor proporción por especies de escaso valor forrajero y otras oportunistas que poseen la capacidad de germinar en diversas situaciones (*Taraxacum officinale, Hypochaeris chillensis* y *Muhlenbergia peruviana*). Lo cual coincide con la hipótesis planteada por Thompson *et al.*, (1997) quienes afirman que en los sitios con disturbios mayores y más frecuentes, el tamaño del BSS es mayor. O´Connor

y Pickett (1992) reportan los mayores tamaños de BSS cuando se producen pastoreos leves mientras que Ghermandi (1997) registró el mayor tamaño de BSS en los sitios excluidos al pastoreo, coincidiendo con nuestros resultados en cuanto a que las especies palatables aparecen esporádicamente en el BSS.

El tamaño del BSS no tuvo diferencias entre otoño y primavera para las dos comunidades por lo que se puede afirmar que no hubo estacionalidad en la germinación de plántulas. Ello podría estar asociado a lo planteado por Ortega, *et al.,* (1997) quienes sostienen que en las comunidades en donde predominan las especies perennes, la variación estacional es menos intensa que en las comunidades típicamente anuales. Por otro lado Funes *et al.*, (2001), observaron en pastizales perennes similares a los presentes en este estudio, respecto a la lluvia de semilla de las especies que florecen y fructifican desde los meses de diciembre a febrero es la más importante, lo que llevaría a pensar que podría haber una estacionalidad de germinación en otoño. Además como la precipitación en estos pastizales tiene una distribución bimodal y el segundo pico de lluvias ocurre en febrero-marzo, se generan en la estación de otoño las condiciones ideales de temperatura y humedad para que las semillas puedan germinar y establecerse (Nuñez, 2001).Contrariamente a estas afirmaciones, no pudieron establecerse diferencias significativas en la germinación para la estación de otoño.

La falta de estacionalidad en la germinación, puede deberse, a que en PGA, se establece una compensación estacional en la germinación de dos especies: en otoño germinan gran cantidad de plántulas de *Lolium multiflorum,* mientras que en primavera ocurre lo mismo con *Hypochaeris chillensis*. En la comunidad de pastos bajos, no hubo una dominancia de una especie en otoño, si

no de varias tales como *Bulbostylis juncoides*, *Muhlenbergia peruviana* y *Nassella filiculmis*. En cambio en primavera el mayor aporte lo realizó *Hypochaeris chillensis* (Amuchastegui *et al.*, 2004).

En las dos comunidades *Hypochaeris chillensis* fue la especie en común de mayor aporte al tamaño del BSS. Esta especie tiene su mayor pulso de germinación en primavera, si bien también germina en otoño, ya que cumple rápidamente su ciclo de crecimiento y en los meses que se produce el pastoreo escapa al mismo.Puede aprovechar los descansos estacionales que se realizan en estos pastizales que van desde mediados de mayo a septiembre y con estas ventajas competitivas puede convertirse en una potencial invasora del pastizal (Amuchastegui *et al.*,2004).

Estos resultados concuerdan parcialmente con los de Ericksson y Ericksson (1997) quienes observaron que la germinación de otoño se incrementaba si los pastizales eran disturbados. Por otro lado coinciden con los resultados hallados por Amuchástegui *et al.*, (2004) y Kahmen *et al.*, (2002) quienes plantean que en sitios pastoreados por altas cargas, la gran densidad de semillas de las dicotiledóneas presentes en el banco está relacionada con la presencia en la vegetación de dicotiledóneas no palatables de hábito rastrero y arrosetado, que se ven favorecidos por el pastoreo selectivo. Al mismo tiempo Lavorel *et al.*, (1999) demostraron que la estacionalidad de la germinación está asociada a las características de las especies en respuesta al disturbio.

IV.2.3. Comparación entre ambas evaluaciones (invernáculo-campo)

El tamaño del BSS fue mayor significativamente en la evaluación de invernáculo que en el campo. Una de las causas podría ser que las semillas dormantes, que siendo viables están en latencia (Puido y Cavero, 2005) pierdan esa condición al ser sometidas a la refrigeración previa a la siembra en el invernáculo y por la remoción que implica la distribución de la muestra sobre la bandeja respectiva. Todo el procesamiento que conlleva la metodología de emergencia de plántulas en el invernáculo favorece la germinación de las semillas a diferencia de la situación de campo.

Thompson *et al.,* (1997) encontraron evidencias que coincidenparcialmente con lo observado en este estudio. Pfadenhauer y Mass (1987) y Graham y Huchings (1988 a y b) hallaron mayor diversidad especifica y densidad que germinaron a partir de muestras de suelo en invernáculo que en condiciones de campo. Es probable que esto ocurra por que la germinación en el campo depende de condiciones microambientales asociadas al sitio y al grado de disturbio (Onipchenko, 2004). La vegetación establecida puede inducir o inhibir la germinación del banco de semillas, pues la canopia de las especies modifican las condiciones de diferentes modos, por alteraciónde disponibilidad de agua y nutrientes y por la cantidad de broza que cubre el suelo (Godefroid *et al.,* 2006). La germinación en el invernáculo es continua ya que la mayoría de las semillas satisfacen sus requerimientos de temperatura o logran una rápida germinación pos maduración (Graham y Huchings 1988 a y b)

En la evaluación de campo solo emergen las semillas que se encuentran en una delgada capa superficial del suelo en donde la luz puede penetrar; además

dependen de las condiciones del tiempo, si este no es favorable las mismas no germinarán (Thompson *et al.,* (1997). Semenova y Onipchenko (1994) compararon emergencia del BSS desde el invernáculo y en el campo, observando que la emergencia de plántulas en el campo es de 9-22% del número de plántulas obtenidas en el invernáculo.

Para todos los tratamientos el tamaño del BSS fue significativamente mayor en el invernáculo y los tratamientos con mayores tamaños fueron los pastoreados, siendo esto similar para las dos evaluaciones realizadas. Estos resultados coinciden con lo afirmado por Onipchenko ed (2004) quién reporta que a mayor grado de disturbio (en nuestro estudio, el pastoreo) mayor será el tamaño BSS.

En cuanto a la riqueza y la diversidad, en PGA, los valores fueron significativamente mayores en invernáculo que en el campo, mientras que en PGB no hubo diferencias significativas entre ambas evaluaciones. Lo ocurrido en la comunidad de pastos altos coincide con lo observado por Graham y Huchings (1988 a y b) y con (Semenova y Onipchenko 1994) quienes reportaron menor germinación de especies en el campo que en condiciones de invernáculo.

En el invernáculo, PGA expresó una gran cantidad de especies (riqueza) que germinaron en comparación a las que lo hicieron en la evaluación a campo, la mayoría fueron especies en roseta y graminoides pequeños. *Vulpia myurus* que parece quedar estimulada por el disturbio que genera el método de evaluación en invernáculo ya que no germinó en la evaluación a campo y no fue censado en la vegetación establecida en ambas comunidades. Otras especies que no germinaron en el campo en PGA, fueron especies del género *Nassella*, con excepción de

Nassella filiculmis, lo cual podría deberse a los filtros mediambientales que se imponen en la comunidad, los que ya han sido descriptos con anterioridad.

En PGB, no hubo diferencias significativas entre ambas evaluaciones en riqueza y diversidad, el número de especies fue similar y la equidad fue alta. En la comunidad de pastos bajos, la perturbación que generó el método de evaluación por emergencia de plántulas en el invernáculo, al igual que los filtros medioambientales, no serían determinantes en la germinación de la mayoría de las especies, lo cual podría deberse a las características fisonómicas de esta comunidad (Cantero *et al.,* 2000 y 2001).Aquí, la disponibilidad de recursos es escasa y las especies que la componen están adaptadas a la escasez de los mismos, por lo tanto la posibilidad de que nuevas especies puedan germinar y establecerse son bajas. Naeem *et al.,*(2000) y Kennedy *et al.,*(2002) afirman que la susceptibilidad de una comunidad a la incorporación de nuevas especies, dependería de la disponibilidad de recursos y en qué medida esos recursos cubren los requerimientos de los genotipos.

De lo anterior se puede inferir que ambas evaluaciones ocurrieron bajo diferentes condiciones ambientales para la germinación de las especies, siendo la de invernáculo la que favoreció la germinación de un mayor número de especies.

La riqueza y diversidad en el campo fue menor que en el invernáculo y además la respuesta de los tratamientos fue totalmente opuesta.

En la evaluación en el campo, tanto la ausencia de pastoreo como el pastoreo liviano estuvieron asociados a un aumento significativo de la diversidad, ello puede deberse a que la ausencia o disminución del pastoreo, reducen la predación de flores y frutos. Resultados similares, obtuvieron Bertiller *et al.,*

(1992), para los pastizales de la Patagonia y O´Connor y Pickett, (1992,) para los pastizales sudafricanos.

IV. 1. 4. Análisis de la similitud florística

La baja asociación florística encontrada entre la composición del banco de semillas del suelo ya sea en las evaluaciones en invernáculo o en el campo y la vegetación establecida en estos pastizales, no difieren de los encontrados por otros autores para los pastizales perennes templados del mundo bajo pastoreo, (Major yPyott 1966; D´Angela *et al.,* 1988; Warr *et al.,*1993, Funes *et al.,* 2003). Mientras que la asociación florística entre ambas evaluaciones no fue tan clara, los valores de similitud fueron bajos. En PGA el mayor valor de similitud se produjo entre el invernáculo y la VE en el tratamiento con pastoreo moderado y en PGB fue, entre el campo y la VE con pastoreo moderado.

Los valores bajos de similitud, puede deberse a que la gramíneas dominantes son pocas y poseen un banco escaso (Funes *et al.,* 2003), mientras que en presencia de un disturbio como el pastoreo severo aumenta la densidad de semillas de las especies de dicotiledóneas y de las anuales (O'Connor & Pickett 1992; Bertiller 1996; Mayor *et al.,* 2003).

La ausencia de gramíneas nativas en el banco de semillas, podría deberse no solo al consumo directo de las estructuras reproductivas por el ganado, sino también a que en las gramíneas perennes prevalece la propagación asexual respecto a la sexual (Funes *et al.,* 2001, Nuñez, *et al.,* 2001).

Los menores porcentajes de similitud encontrados en el tratamiento de exclusión al pastoreo, ya sea entre la vegetación establecida respecto a las dos evaluaciones y también entre ellas (invernáculo/campo), puede deberse al

comportamiento de estos pastizales en ausencia de pastoreo, ya que al igual que otros pastizales del mundo dependen del pastoreo para mantener la riqueza y diversidad (Cingolani *et al.*, 2008) pues como ya se expresó han evolucionado con la presencia del ganado.

El número promedio de especies exclusivas expresado en porcentaje sobre el total de las especies censadas, para todos los tratamientos, en la evaluación de invernáculo fue del 50 %, y en el campo fue solamente del 8%.

Estos valores permitirían sostener la idea de que la evaluación en condiciones de invernáculo suministraría la información suficiente para entender el comportamiento del banco sin necesidad de realizar la evaluación de campo.

Sin embargo la evaluación a campo complementa la información recabada por la evaluación en invernáculo, permitiendo observar como las distintas especies atraviesan los filtros ambientales y evaluar quienes son favorecidas y quienes no. En la evaluación en invernáculo se pudo observar la potencialidad de la germinación de las especies, lo que no asegura que esto sea lo que realmente ocurre en situación de campo inmediatamente después de una perturbación, por ejemplo distintas intensidades de pastoreo.

V. CONCLUSIONES

Al comparar el tamaño del BSS de las dos comunidades, se concluyó que, en la evaluación en invernáculo la comunidad de gramíneas altas mostró mayor tamaño del BSS, a diferencia de la evaluación a campo donde no hubo diferencias entre PGA y PGB. Respecto a la riqueza y diversidad, la comunidad de pastos bajos registró los mayores valores en ambos parámetros en la evaluación a campo, mientras que en el invernáculo no hubo diferencias significativas.

Las comunidades fueron afectadas por el pastoreo o su ausencia. En la comunidad de pastos altos e independientemente de la evaluación (invernáculo o campo), los mayores valores de tamaño de BSS lo obtuvieron los tratamientos pastoreados. En el pastizal bajo, en cambio, solamente en la evaluación a campo, el pastoreo severo fue el que evidenció mayor tamaño de BSS.

El pastoreo modificó la composición florística de las comunidades, lo cual fue mayormente observado en la evaluación de invernáculo, donde los tratamientos con pastoreo se diferenciaron de las clausuras, en la evaluación a campo la tendencia fue similar, si bién la separación entre los tratamientos no fue tan clara.

El pastoreo en la comunidad de PGA y PGB produjo un incremento de especies anuales monocotiledóneas y dicotiledóneas. El incremento de las especies dicotiledóneas fue mayor en la evaluación a campo y en los tratamientos con pastoreo severo. En cuanto a la presencia de especies exóticas fue baja, aunque superior en los tratamientos con pastoreo severo, con la excepción de *Lolium multiflorum y Trifolium repens*, las que son palatables, las otras especies

exóticas fueron *Taraxacum officinale*, *Cirsium vulgare* y *Carduus thoermeri* las cuales desmejoran la calidad del pastizal.

En la evaluación en invernáculo y en PGA el tratamiento con pastoreo severo presentó el mayor valor de riqueza y diversidad, mientras que en PGB el tratamiento con pastoreo moderado evidenció el mayor valor de dichos parámetros. En el campo y para ambas comunidades fue la exclusión al pastoreo donde se observó la mayor riqueza y diversidad.

El pastoreo severo indistintamente de la comunidad o la evaluación, se emparentó con un incremento de las especies dicotiledóneas, siendo la principal *Hypochaeris chillensis*.

La expresión del tamaño del BSS fue mayor en el invernáculo respecto a la condiciones de campo sin tener en cuenta los tratamientos y cuando se compararon los tratamientos entre sí, los mayores valores se produjeron en el invernáculo. En lo que respecta a la expresión de la riqueza y diversidad, la comunidad de pastos bajos no mostró diferencias entre las evaluaciones, presentandosé como la comunidad más diversa y de mayor número de especies exclusivas, mientras que PGA se expresó mayormente en el invernáculo, mostrando el menor valor de riqueza y diversidad en la evaluación a campo.

No se observó estacionalidad de la germinación en el experimento de campo (otoño-primavera), para ambas comunidades. Si bien los mayores valores de germinación, ocurrieron en otoño, la diferencia no fue significativa. En PGA la especie con mayor germinación en otoño fue *Lolium perenne*, en tanto en PGB no hubo dominancia, si bien se destacaron *Bulbostylis juncoides*, *Muhlenbergia*

peruviana y *Nasella filiculmis*. En cambio en primavera *Hypochaeris chillensis* fue la de mayor aporte en ambas comunidades.

En la VE, las comunidades se diferenciaron en la composición florística, aunque evidenciaron tendencias similares frente al pastoreo y su exclusión. El pastoreo moderado favoreció el incremento de la riqueza y diversidad en ambas comunidades. Cuando se compararon ambas comunidades, fue el pastizal bajo el que mostró mayores valores de los parámetros nombrados al igual que lo ocurrido en el BSS en el invernáculo y a campo.

Las magnitudes de las diferencias florísticas entre la composición de la vegetación establecida y la composición de las distintas expresiones del banco (invernáculo y campo) en ambas comunidades son mayores que las encontradas entre pastos altos y bajos, en cada condición evaluada. La similitud entra la VE y el BSS independientemente de la condición evaluada fue baja.

V.I. CONSIDERACIONES FINALES

El banco de semillas de estos pastizales, conformados por un mosaico de comunidades, donde las estudiadas en este trabajo son las más relevantes arealmente, se comportan de manera diferente frente a las distintas intensidades de pastoreo o a su exclusión. Además las evaluaciones que se realizaron sobre el BSS, mostraron que los resultados sobre las principales variables observadas, cambiaban su respuesta acorde a la comunidad y la tipología de la evaluación realizada.

Cuando se compararon ambas evaluaciones para la variable tamaño de banco de semillas, el invernáculo tuvo un tamaño dos veces superior al obtenido en el campo, sin discriminar comunidades ni tratamientos.

El invernáculo favoreció la expresión de los pastos altos ya que el tamaño del BSS fue superior al de los pastos bajos, en cambio en la evaluación a campo esto no ocurrió, las dos comunidades mostraron tamaños de BSS que no se diferenciaron entre sí. Se podría inferir que las condiciones del invernáculo favorecen la germinación de las semillas de PGA, mientras que las condiciones de campo favorecen la germinación en PGB.

Acorde a lo estudiado, los filtros ambientales que operan en las comunidades lo hacen de manera diferente, teniendo en cuenta la estructura intrínseca de cada comunidad y su condición de suelo, si bien comparten un conjunto importante de especies, en los pastos bajos las especies que lo conforman están adaptadas a condiciones más extremas de variaciones en temperatura, humedad del suelo, con afloramiento de roca expuesta y escasa profundidad de suelo.

En cambio la comunidad de pastos altos instalada en suelos de mayor profundidad, con más cobertura vegetal y por ende mejor retención de humedad, prevalece el crecimiento aéreo, lo que conlleva a una mayor competencia por luz ya que la principal especie (*Deyeuxia hieronymi*) cierra rápidamente su canopeo, cuando las muestras de banco son procesadas y puestas en condiciones en invernáculo se le remueven los filtros ambientales antes mencionados permitiendo una mayor expresión del BSS. En PGB esto no ocurre porque en su condición natural no presenta competencia por luz y las mejores condiciones de temperatura

y humedad, dadas en el invernáculo no influyen para que haya una mayor germinación.

En síntesis, para los sitios estudiados, ambas evaluaciones son necesarias teniendo en cuenta los objetivos planteados en este estudio ya que brindan información diferente y a la vez complementaria, debido a la complejidad en las respuestas al pastoreo y a como ellas se expresan en cada una de las evaluaciones realizadas.

Es necesario, entonces continuar el estudio de éstas y de otras comunidades representativas del pastizal con el objetivo de ampliar las bases del conocimiento que sustentan los cimientos de un manejo que compatibilice las necesidades de los productores del lugar (interés privado) con las necesidades de preservación de biodiversidad (interés público).

Los estudios futuros de banco de semillas del suelo en condiciones de campo, deberían realizarse a más largo plazo, considerando los efectos de los filtros ambientales tales como: dinámica de los nutrientes, compactación del suelo, acumulación de la broza, entre otros.

Deberían incluir también un seguimiento que permita relacionar la cantidad de semillas que germinan y lo que realmente se implanta a los fines de visualizar los efectos del pastoreo sobre los cambios de la vegetación.

Habiendo estudiado el banco de semillas de las dos comunidades de pastizales (altos y bajos) más relevantes de los pastizales de montaña de las Sierras de Comechingones y en dos condiciones de evaluación diferentes (invernáculo y campo) y con tres tratamientos (clausura, pastoreo moderado y severo) se concluye que una condición de evaluación no invalida a la otra, ya que

las comunidades se expresaron en forma diferencial según fuese la condición, lo que nos lleva a afirmar que la información que brindaron fue complementaria, ya que generan conocimientos muy valiosos de como se comportan las comunidades inmediatamente luego de ser pastoreadas.

La información generada a través del banco de semillas es una herramienta importante cuando se tiene como objetivo preservar la diversidad de la vegetación y su mantenimiento en la producción de servicios ambientales permitiendo prescribiendo normas para el manejo y conservación de estos pastizales.

VI. Anexo I: Catálogo de las especies censadas

NOMBRE CIENTÍFICO	FAMILIA	ANUAL	PERENNE	MONOCOTILEDÓNEAS	DICOTILEDÓNEAS	STATUS
Acicarpha tribuloides Juss.	Calyceraceae	X			X	Nativa
Acmella decumbens (Sm.) R.K. Jansen	Asteraceae		X		X	Nativa
Adesmia incana var. *grisea* (Hook. f.) Burkart	Fabaceae		X		X	Nativa
Agrostis montevidensis f. *montevidensis* Spreng. ex Nees	Poaceae		X	X		Nativa
Alternanthera pumila O. Stützer	Amaranthaceae		X		X	Endémica
Andropogon ternatus (Spreng.) Nees	Poaceae		X	X		Nativa
Anemone decapetala Ard. var. *decapetala*	Ranunculaceae		X		X	Nativa
Arenaria achalensis Griseb	Caryophyllaceae		X		X	Endémica
Baccharis articulata (Lam.) Pers.	Asteraceae		X		X	Nativa
Bidens triplinervia var. *triplinervia* Kunth	Asteraceae		X		X	Nativa
Borreria eryngioides var. *eryngioides* Cham. & Schltdl.	Rubiaceae		X		X	Nativa
Bothriochloa saccharoides ssp. *Saccharoides* (Sw.) Rydb.	Poaceae		X	X		Nativa
Botrychium australe ssp. Australe R. Br.	Ophioglossaceae		X			Nativa
Bromus auleticus Trin. ex Nees	Poaceae		X	X		Nativa
Bromus catharticus var. *catharticus* Vahl	Poaceae	X		X		Nativa
Bulbostylis juncoides var. *juncoides* (Vahl) Kük. ex Herter	Cyperaceae	X		X		Nativa

Cardionema ramosissima (Weinm.) A. Nelson & J.F. Macbr.	Caryophyllaceae		X		X	Nativa
Carduus thoermeri Weinm.	Asteraceae	X			X	Adventicia
Carex fuscula ssp. *fuscula* d'Urv.	Cyperaceae		X	X		Endémica
Centunculus minimus L.	Primulaceae	X			X	Introducida
Cerastium rivulare Cambess. emend. Möschl	Caryophyllaceae	X			X	Nativa
Chaptalia integerrima (Vell.) Burkart	Asteraceae		X		X	Nativa
Chascolytrum subaristatum (Lam.) Desv.	Poaceae		X	X		Nativa
Cheilanthes buchtienii (Rosenst.) R.M. Tryon	Pteridaceae		X			Nativa
Chevreulia acuminata Less.	Asteraceae		X		X	Nativa
Chevreulia sarmentosa (Pers.) S.F. Blake	Asteraceae		X		X	Nativa
Cirsium vulgare (Savi) Ten.	Asteraceae	X			X	Naturalizada
Cliococca selaginoides (Lam.) C.M. Rogers & Mildner	Linaceae		X		X	Nativa
Colletia spinosissima J.F. Gmel.	Rhamnaceae		X		X	Nativa
Conyza bonariensis var. *bonariensis* (L.) Cronquist	Asteraceae		X		X	Nativa
Conyza serrana Cabrera	Asteraceae		X		X	Endémica
Cotula australis (Sieber ex Spreng.) Hook. f.	Asteraceae	X			X	Adventicia
Cuphea glutinosa Cham. & Schltdl.	Lythraceae		X		X	Nativa

Cyclospermum leptophyllum (Pers.) Sprague var. *leptophyllum*	Apiaceae	X			X	Nativa
Danthonia cirrata Hack. & Arechav.	Poaceae		X	X		Nativa
Deyeuxia alba ssp. *alba* J. Presl	Poaceae		X	X		Nativa
Deyeuxia hieronymi (Hack.) Türpe	Poaceae		X	X		Nativa
Dichondra microcalyx (Hallier f.) Fabris	Convolvulaceae		X		X	Nativa
Digitaria aequiglumis var. *aequiglumis* (Hack. & Arechav.) Parodi	Poaceae		X	X		Nativa
Eleocharis dombeyana Kunth	Cyperaceae		X	X		Nativa
Eragrostis airoides Nees	Poaceae		X	X		Nativa
Eragrostis lugens Nees	Poaceae		X	X		Nativa
Eryngium agavifolium Grises.	Apiaceae		X		X	Endémica
Eryngium nudicaule Lam.	Apiaceae		X		X	Nativa
Galium richardianum ssp. *richardianum* (Gillies ex Hook. & Arn.) Endl. ex Walp.	Rubiaceae		X		X	Nativa
Gamochaeta coarctata (Willd.) Kerguélen	Asteraceae		X		X	Nativa
Gamochaeta filaginea (DC.) Cabrera	Asteraceae		X		X	Nativa
Gentianella multicaulis (Gillies ex Griseb.) Fabris	Gentianaceae		X		X	Nativa
Geranium core-core Steud.	Geraniaceae		X		X	Nativa
Geranium dissectum L.	Geraniaceae	X			X	Adventicia

Glandularia dissecta (Willd. ex Spreng.) Schnack & Covas	Verbenaceae		X		X	Nativa
Gomphrena pulchella ssp. *pulchella* Mart.	Amaranthaceae		X		X	Nativa
Gymnopogon spicatus (Spreng.) Kuntze	Poaceae		X	X		Nativa
Habenaria hexaptera Lindl. Lindl.	Orchidaceae		X	X		Nativa
Hieracium cordobense Sleumer	Asteraceae		X		X	Endémica
Hypochaeris caespitosa Cabrera	Asteraceae		X		X	Endémica
Hypochaeris chillensis (Kunth) Hieron.	Asteraceae		X		X	Nativa
Hypoxis humilis Kunth	Hypoxidaceae		X	X		Nativa
Jarava juncoides (Speg.) Peñailillo	Poaceae		X	X		Nativa
Juncus pallescens var. *pallescens* J. Gay ex Laharpe	Juncaceae		X	X		Nativa
Koeleria permollis Nees ex Steud.	Poaceae		X	X		Nativa
Lachemilla frigida Wedd.	Rosaceae		X		X	Nativa
Lachemilla pinnata (Ruiz & Pav.) Rothm.	Rosaceae		X		X	Nativa
Lepidium spicatum Desv.	Brassicaceae		X		X	Nativa
Lobelia nana var. *flagelliformis* Kunth	Campanulaceae		X		X	Nativa
Lolium multiflorum Lam.	Poaceae	X		X		Adventicia
Margyricarpus pinnatus (Lam.) Kuntze	Rosaceae		X		X	Nativa

Medicago lupulina L.	Fabaceae		X		X	Adventicia
Mitracarpus megapotamicus (Spreng.) Standl., comb. superfl.	Rubiaceae		X		X	Nativa
Muhlenbergia peruviana (P. Beauv.) Steud.	Poaceae	X		X		Nativa
Nassella filiculmis (Delile) Barkworth	Poaceae		X	X		Endémica
Nassella neesiana (Trin. & Rupr.) Barkworth	Poaceae		X	X		Nativa
Nassella poeppigiana (Trin. & Rupr.) Barkworth	Poaceae		X	X		Endémica
Nassella pseudopampagrandensis (Caro) Barkworth	Poaceae		X	X		Endémica
Nothoscordum gracile var. *gracile* (Dryand. ex Aiton) Stearn	Alliaceae		X	X		Nativa
Noticastrum marginatum (Kunth) Cuatrec	Asteraceae		X		X	Nativa
Oenothera indecora Cambess.	Onagraceae	X			X	Nativa
Ophioglossum crotalophoroides ssp. *crotalophoroides* Walter	Ophioglossaceae		X			Nativa
Oreomyrrhis andicola (Kunth) Hook. f.	Apiaceae		X		X	Nativa
Oxalis conorrhiza Jacq.	Oxalidaceae		X		X	Nativa
Paronychia brasiliana var. *brasiliana* DC.	Caryophyllaceae		X		X	Nativa
Paspalum dilatatum ssp. *dilatatum* Poir.	Poaceae		X	X		Nativa
Paspalum notatum var. *notatum* Flüggé	Poaceae		X	X		Nativa
Pellaea ternifolia (Cav.) Link	Pteridaceae		X			Nativa

Pfaffia gnaphaloides (L. f.) Mart.	Amaranthaceae		X		X	Nativa
Piptochaetium montevidense (Spreng.) Parodi	Poaceae		X	X		Nativa
Plantago argentina Pilg.	Plantaginaceae		X		X	Endémica
Plantago brasiliensis Sims	Plantaginaceae		X		X	Nativa
Plantago myosuros Lam.	Plantaginaceae		X		X	Nativa
Polygala aspalatha L.	Polygalaceae		X		X	Nativa
Pseudognaphalium gaudichaudianum (DC.) Anderb.	Asteraceae	X			X	Nativa
Ranunculus praemorsus Kunth ex DC.	Ranunculaceae		X		X	Nativa
Schizachyrium condensatum (Kunth) Nees	Poaceae		X	X		Nativa
Schizachyrium spicatum (Spreng.) Herter	Poaceae		X	X		Nativa
Scoparia montevidensis (Spreng.) R.E. Fr.	Plantaginaceae		X		X	Nativa
Setaria parviflora var. *parviflora* (Poir.) Kerguélen	Poaceae		X	X		Nativa
Silene argentina (Pax) Bocquet	Caryophyllaceae		X		X	Endémica
Sisyrinchium chilense ssp. *chilense* Hook.	Iridaceae		X	X		Nativa
Solidago chilensis var. *chilensis* Meyen	Asteraceae		X		X	Nativa
Sonchus oleraceus L.	Asteraceae	X			X	Naturalizada
Sorghastrum pellitum (Hack.) Parodi	Poaceae		X	X		Nativa

Spergula ramosa ssp. *ramosa* (Cambess.) D. Dietr.	Caryophyllaceae		X		X	Adventicia
Sporobolus indicus (L.) R. Br. var. indicus	Poaceae		X	X		Nativa
Stenandrium dulce (Cav.) Nees	Acanthaceae		X		X	Nativa
Stevia satureiifolia (Lam.) Sch. Bip. var. *satureiifolia*	Asteraceae		X		X	Nativa
Tagetes filifolia Lag.	Asteraceae		X		X	Nativa
Taraxacum officinale G. Weber ex F.H. Wigg.	Asteraceae		X		X	Adventícia
Trifolium repens L.	Fabaceae		X		X	Adventicia
Verbena bonariensis Rendle, hom. illeg.	Verbenaceae		X		X	Nativa
Veronica peregrina ssp. *xalapensis* L.	Plantaginaceae	X			X	Nativa
Vulpia myuros var. *myuros* (L.) C.C. Gmel.	Poaceae	X	X	X		Nativa
Zephyranthes filifolia Herb. ex Kraenzl.	Amaryllidaceae		X	X		Endémica

VII. BIBLIOGRAFÍA

Acosta A, Díaz S, Menghi M, Cabido M (1992) Patrones comunitarios a diferentes escalas espaciales en pastizales de las Sierras de Córdoba, Argentina. Rev. Chil. Hist. Nat. 65: 195-207.

Aguiar M, Sala O (1997) Seed distribution constrains the dynamics of the Patagonian steppe. Ecology78 (1): 93-100.

Aguilera MO, Marchi MM, Terenti O (1997) Short-term effects of grazing and rest treatments on the seed banks of two contrasting sites in the semiarid pampas, Argentina. In Proc. XVIII International Grasslands Congress. Winnipeg-Saskatoon, Canadá. Section 23: 19-20.

Amuchástegui MA, Nuñez CO, Cantero JJ (2004) Efectos de las altas cargas de pastoreo sobre el enmalezamiento en pastizales naturales del centro de Argentina. II Reunión Binacional de Ecología. XXI. Reunión Argentina de Ecología. Mendoza. Argentina.

Anderson RC (1982) An evolutionary model summarizing the roles of fire, climate, and grazing animals in the origin and maintenanceof grasslands: an end paper. In: Estes JR, Tyrl RJ, Brunken JN(eds) Grasses and grasslands: systematics and ecology. University of Oklahoma Press, Norman, pp 297–308

Archer SR, Detling JK (1984) The effects of defoliation and competition on regrowth of tillers of two North American mixed grass prairie graminoids. Oikos43: 351-357.

Bakker, JP, (1989) Nature Management by Grazing and Cutting. On the Ecological Significance of Grazing and Cutting Regimes applied to Restore

species-rich Grassland Communities in the Netherlands. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers. 400 pp.

Bakker JP, Bos AF, Hoogveld J, Muller HJ (1991) The role of the seed bank in restoration management of semi-natural grasslands. In: Ravera, O. (ed) Terrestrial and aquatic Ecosystems; perturbation and recovery, pp.449-455. Ellis Horwood, New York.

Bakker JP, Poschlod P, Strykstra RJ, Bekker RM, Thompson K (1996) Seed banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. Acta Bot Neerl45 (4) 461-490.

Baskin C, Baskin JM (1998) Seed. Ecology, Biogeography and Evolution of Dormancy and Germination. San Diego, Academic Press.

Bekker RM, Bakker J, Grandin U, Kalamees K, Milberg P, Poschlold P, Thompson K, Willems J (1998) Seed size, shape and vertical distribution in the soil: indicators of seed longevity. Functional Ecology 12 (5): 834-842.

Belsky AJ, (1986a) Revegetation of artificial disturbances in grasslands of the Serengeti National Park, Tanzania. I. Colonization of grazed and ungrazed plots. J Ecol 74: 419-437.

Belsky AJ (1986b) Revegetation of natural and human-caused disturbances in grasslands of the Serengeti National Park, Tanzania II. Five years of sucessional change. J Ecol 74: 937-951.

Bertiller MB (1992) Season variation in the seed bank of a Patagonian grassland in relation to grazing and topography. J Veg Sci3:47-54.

Bertiller MB (1996) Grazing effects on sustainable semiarid rangelands in Patagonia: The state and dynamics of the soil seed bank. Environ Manage 20 (1): 123-132.

Bertiller MB, Aloia D (1997) Seed banks strategies in Patagonian semi-arid grasslands in relation to their management and conservation. Biodiver Conserv 6: 639-650.

Bisigato AJ (2000) Dinámica de la vegetación en áreas pastoreadas del extremo autral de la Provincia Fitogeográfica del Monte. PhD Tesis. Universidad de Buenos Aires Argentina.

Bisigato AJ, Bertiller MB (2004) Temporal and micro-spatial patterning of seedling establishment. Consequences for patch dynamics in the southern Monte, Argentina. Plan Ecol 174: 235-246.

Bowers MA (1993) Influence of hervivorous mammals on an old-field plant community: years 1-4 after disturbance. Oikos 67: 129-141.

Braun-Blanquet J (1979) Fitosociología. Ed. Blume.

Briske DD (1991) Grazing management. In : Heitschmidt. RK, Stuth, J W. (eds) Developmental morphology and physiology of grasses. Timber Press, Portland, Oregon. pp 85-108.

Brown D (1991) Estimating the composition of a forest seed bank: a comparison of the seed extraction and seedling emergence methods. Can J Bot 70:1063-1612.

Cabido M (1985) Las comunidades vegetales de la pampa de Achala. Sierras de Córdoba, Argentina. Documents Phytosociologiques 9: 431-443.

Cabido MA, Acosta A, Díaz S (1989) Estudios fitosociológicos en los Pastizales de las Sierras de Córdoba, Argentina. Las comunidades de la Pampa de San Luis. Phytocoenologia 17: 569-592.

Cabido, M., G. Funes, E. Pucheta, F. Vendramini y S. Díaz (1998) A chorological analysis of the mountains of central Argentina. Is all what we call Sierra Chaco really Chaco? Contribution to the study of flora and vegetation of Chaco. XII. Candollea 53: 321-331.

Cabrera, A (1976) Regiones Fitogeografías Argentinas. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería. Tomo II, Fasc. I. ACME

Cantero JJ, Bianco CA (1986) Las plantas vasculares del suroeste de la Provincia de Córdoba. Parte III. Catálogo preliminar de especies. Rev. UNRC 6 (1): 5-52

Cantero JJ (1997) Ecología de los pastizales serranos. Hacia un modelo optimizado de utilización. Córdoba, Argentina. Línea de investigación: Ecología del banco de semillas germinables en pastizales naturales. Aprobado y subsidiado por SECYT-UNRC. SECYT 18/A065. Res. Rect. 241/99.

Cantero JJ, Pärtel M, Zobel M (1999) Is species richness dependend on the neighbouring stands? An analysis of the community patterns in mountain grasslands of central Argentina. Oikos 87: 346-354.

Cantero JJ, Cabido M, Nuñez CO, Petryna L, Zak MR, Zobel M (2001) Clasificación de los pastizales de suelos sobre rocas metamórficas de las Sierras de Córdoba, Argentina. Kurtziana, 29 (1):27-77.

Cantero JJ, Liira J, Cisneros JM, González J, Nuñez CO, Petryna L, Cholaky C, Zobel M (2003) Species richness, alien species and plant traits in Central Argentine mountain grasslands. J Veg Sci 14: 129-136.

Catálogo de las Plantas Vasculares de la Argentina, Instituto de Botánica Darwinion sitio de internet:http://www.darwin.edu.ar/Proyectos/FloraArgentina/FA.asp

Chaneton EJ, Facelli JM (1991) Disturbance effects on plant community diversity: spatial scales and dominance hierarchies. Vegetatio 93: 143-155.

Cingolani, A. M., Cabido, M. R., Renison, D. and Solís Neffa, V (2003) Combined effects of environment and grazing on vegetation structure in Argentine granite grasslands. Journal of Vegetation Science, 14: 223–232.

Cingolani AM, Noy-Meir, Díaz S (2005) Grazing effects on rangeland. Diversity: a syntesis of contemporany models. Ecol. Appl., 15(2): 757-773.

Cingolani AM, Noy-Meir I, Renison DD y Cabido M (2008) La ganadería extensiva: ¿es compatible con la conservación de la biodiversidad y de los suelos? Ecol. Australvol. 18(3):253-271.ISSN 1667-782X.

Clarke PJ, Davison EA (2004) Emergence and survival of herbaceous seedlings in temperate grassy woodlands: Recruitment limitations and regeneration niches. Austral Ecol. 29: 320-331.

Collins SL (1987) Interactions of disturbances in tallgrass prairie: A field experiment. Ecology68: 1243-1250.

Connell JH, (1975) Producing structure in natural communities.In: Cody, M. L. & Diamond, J. M. (eds.) Ecology and Evolution of communities, pp. 460-491. Harvard University Press. Cambridge. M.A.

Cooper EJ, Alsos IG, Hagen D, Smith FM, Coulson SJ, Hodkinson IA (2004) Plant recruitment in the High Arctic: Seed bank and seedling emergence on Svalbard. J Veg Sci 15: 115-224.

Crawley MJ (1992) Seed predators and plant population dynamics. In Fenner, M. (ed.), Seeds: the ecology of regeneration in plant communities, pp. 157-191. Wallingford: CAB International. UK.

Csontos P, Tamás J (2003) Comparisons of soil seed bank classification systems. Research Opinion. Seed Sci Res 13: 101-111.

Deming MH (1939) A field method of judging range utilization (Mimeo). U. S. Department of the interior, Division of Grazing.

Díaz S, Acosta A, Cabido M (1992) Morphological analysis of herbaceous communities under different grazing regimes. J Veg Sci 3: 689-696.

Díaz S, Acosta A, Cabido M (1994) Grazing and phenology of flowering and fruiting in montane grassland in Argentina: a niche approach. Oikos70: 287-295.

Díaz S, Hodgson JG, Thompson K, Cabido M (2004) The plant traits that drive ecosystems : evidences from three continents. J Veg Sci 15: 295-304.

Diaz S, 2006, Lavorel S, Mc Intyre S, Falczuk V, Casanoves F, Milchunas D G, Skarpe CH, Rusch G, Sternberg M, Noy-Meir I, Landsberg J, Zhang W, Clark H and BD Campbell (2006) Plant trait responses to grazing – a global synthesis. Global Change Biology 12:1–29.

Di Rienzo JA, Casanoves F, Balzarini MG, González L, Tablada M, Robledo CW. InfoStat versión 2011. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.

Donelan M, Thompson K (1980) Distribution of buried viable seeds along successional series. Biol Conserv 17: 297-311.

Edwards G, Crawley M (1999) Herbivores, seed banks and seedling recruitment in mesic grassland. J Ecol 87 (3): 423-435.

Eriksson A, Eriksson O (1997) Seedling recruitmant in semi-natural pasture: the effects of disturbance, seed size, phenology and seed bank. Nordic J. Bot. 17:469-482.

Facelli JM, Pickett STA (1991) Plant litter: Its dynamics and effects on plant community structure. Bot Rev 57: 2-32.

Facelli JM, Facelli E (1993) Interactions after death: plant litter controls priority effects in a succesional plant community. Oecología 95: 277-282.

Funes, G y M Cabido (1995) Variabilidad local y regional de la vegetación rupícola de las Sierras grandes de Córdoba. Kurtziana 24:173-188.

Funes G, Basconcelos S, Diaz S, Cabido M (1999a) Seed bank dynamics of *Lachemilla pinnata* (Rosaceae) in different plant cummunities of muontain grasslands in central Argentina. Ann Bot Fennici 36:109-114.

Funes G, Basconcelos S, Diaz S, Cabido M (1999b) Seed size and shape are good predictors of seed persistence in soil in temperate mountain grasslands of Argentina. Seed Sci Res 9: 314-345.

Funes G, Basconcelos S, Diaz S, Cabido M (2001) Edaphic patchiness influences grassland regeneration from the soil seed bank in mountain grasslands of central Argentina. Austral Ecology 26: 205-212.

Funes G, Basconcelos S, Diaz S, Cabido M (2003) Seed bank dynamics in tall-tussock grasslands along an altitudinal gradient. J Veg Sci 14: 253-258.

Ghermandi L (1997) Seasonal patterns in the seed bank of a grassland in north-western Patagonia. J Arid Environ 35: 215-224.

González J, Cantero JJ, Cisneros JM (1998) Caracterización de la estructura de los Paisajes Serranos del Centro Sur de Córdoba, Argentina. Rev UNRC 18(1): 25-37.

González J, Cantero JJ, Nuñez CO, Cholaky C, Cisneros J, Petryna L (1999) Cartografía de los ecogrupos vegetales en los paisajes serranos del centro sur de córdoba, Argentina. Rev UNRC 19 (1-2) 5-17.

González, J (2000) Sistemas de informacion geografica (sig) y modelos hidrologicos: articulacion para el estudio de una cuenca representativa en cordoba, (argentina). Maestria: Planificacion Y Manejo De Cuencas Hidrograficas, Universidad Nacional Del Comahue: 207.

Godefroid S, Phartyal SS, Koedam N (2006) Depth distribution and composition of seed banks under different tree layers in a managed temperate forest ecosystem. Acta Oecologica 29, 283–292

Graham DJ, Hutchings MJ (1988a) Estimation of the seed banks of chalk grassland ley established on former arable land. J Appl Ecol 25: 241-252.

Graham DJ, Hutchings MJ (1988b) A fiel investigation of germination from the seed bank of chalk grassland ley former arable land. J ApplEcol 25: 253-263.

Gross LK (1990) A comparison of methods for estimating seed numbers in the soil. J Ecol78: 1079-1093.

Haretche F, Rodríguez C (2006) Banco de semillas de un pastizal uruguayo bajo diferentes condiciones de pastoreo. Ecol Austral 16:105-113.

Herrera, MA, Bertran deSolis MA, Galera FM, Luti RyMenghiM (1978) Incendio y pastoreo en estepas de altura de las SierrasChicas de Córdoba. Ecología 3: 95-99

Hofsede RGM, Chilito EJ, Sandoval EM (1995) Vegetative structure, microclimate, and leaf growth of a páramo tussock grass species, in undisturbed, burned and grazed conditions. Vegetatio 119: 53-65.

Hopfensperger K. N. (2007) A review of similarity between seed bank and standing vegetation across ecosystems. Oikos 116:1438–1448

Iverson LR, Walli MK (1982) Buried, viable seeds and their relationship to revegetation after surface mining. J Range Manage 35: 648-652.

Jensen K, Gutekunst K (2003) Effects of litter on establishment of grassland plant species: the role of seed size and successional status. Basic Appl Ecol 4: 579-587.

Kahmen S, Poschlod P, Schreiber KF (2002) Conservation management of calcareous grasslands. Changes in plant species compositium and response of functional traits during 25 years. Biol Conserv 104: 319-328.

Kalames R, Zobel M (1997) The seed bank in an Estonian Calcareous Grasslands: comparison of different successional stages. Folia Geobot Phytotax 32: 1-14.

Kaoru K, Tilman D (1996) Seed banks and seedling establishment on an experimental productivity gradient.Oikos 76: 381-391.

Keddy PA, Shipley B (1989) Competitives hierarchies in herbaceous plants communities. Oikos 54: 234-241.

Kennedy, T. A., S. Naeem, K. M. Howe, J. M. H. Knops, D. Tilman, and P. Reich (2002) Biodiversity as a barrier to ecological invasion. Nature 417:636-638.

Kinloch JE, Friedel MH (2005) Soil seed reserves in arid grazing lands of central Australia. Part 1: Seedbank and vegetation dynamics. J Arid Environ60:133-161.

Kinucan R, Smeins F (1992) Soil seed bank of a semiarid Texas grassland under three long-term (36 years) grazing regimes. Am Midl Nat 128: 11-21.

Landsberg J, James CD, Morton SR, Hobbs TJ, Stol J, Drew A, Tongway H (1997) The effects of artificial sources of water on rangeland biodiversity. Final Reports to the Biodiversity Convention and Strategy Section of the Biodiversity Groups, Environment Australia. Environment Australia and CSIRO, Canberra, 209 pp.

Lavorel S, Rochette C, Lebreton JD (1999) Fuctional groups for reponse to disturbance in Mediterranean old fields. Oikos 84: 470-484.

Loydi A, Distel RA (2010) Diversidad florística bajo diferentes intensidades de pastoreo por grandes herbívoros en pastizales serranos del Sistema de Ventania, Buenos Aires. Ecología Austral 20: 281-291.

Loydi A, Zalba SM, Distel RA (2012) Viable seed banks under grazing and exclosure conditions in montane mesic grasslands of Argentina. Acta Oecología 43: 8-15

Lunt, ID 1997. Germinable soil seed banks of anthropogenic native grasslands and grassy forest remnants in temperate south-eastern Australia. Plant Ecol 130: 21-34.

Luti, R., A. Solís, F. M. Galera, N. Müller, M. Berzal, M. Nores, M. Herrera y J. C. Barrera (1979). Vegetación. Geografía Física de la Provincia de CórdobaJ. B. Vázquez, R. A. Miatello y M. E. Roqué. Buenos Aires, Boldt: 297-368.

Luzuriaga AL, Escudero A, Olano JM, J Loidi (2005) Regenerative role of seed bank following an intense soil disturbance. Acta Oecología 27: 57-66.

McCune B, M Mefford 1999. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 4 for Windows. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, USA.

Major J, Pyott WT (1966) Buried viable seed in to California bunchgrass sites and their bearing on the definition of a flora. Vegetatio Acta Geobotánicia, 13: 253-282.

Marañon T (2001) Ecología del banco de semillas y dinámica de comunidades mediterráneas. En Zmora Rodriguez, R, t Pugnaire de Iraola, FI (Eds.), Ecosistemas Mediterráneos. Análisis funcional. CSIC/AEET.

Marco DE, Páez SA (2000) Soil seed banks on argentine seminatural mountain grasslands after cessation of grazing. Moun Res Dev 20(3): 254-261.

Mark AF (1994) Effects of burning and grazing on sustainable utilisation of upland snow tussock (*Chionochloa* spp.) rangelands for pastoralism in South Island, New Zealand. Austr J Bot 42: 149-161.

Márquez S, Funes G, Cabido M, Pucheta E (2002) Efectos del pastoreo sobre el banco de semillas germinable y la vegetación establecida en pastizales de montaña del centro de Argentina. Rev Chil Hist Nat 75: 327-337.

Mayor MD, Bóo RM, Peláez DV, Elía OR (2003) Seasonal variation of the soil seed bank of grasses in central Argentina as related to grazing and shrub cover. J Arid Environ 53: 467-477.

Mayor MD, Bóo RM, Peláez DV, Elía OR, Tomás MA (2007). Influence of shrub cover on germination, dormancy and viability of buried and unburied seeds of *Piptochaetium napostaense* (Speg.) Hackel. J Arid Environ 68: 509-521.

Mc Donald AW, Bakker JP, Vegelin K (1996) Seed bank classification and its importance for the restoration of species-rich flood meadows. J Veg Sci 7: 157-164.

Mc Intyre S, Lavorel S, Tremont RM (1995) Plant life-history attributes: their relationship to disturbances response in herbaceous vegetation. J Ecol 83: 31-44.

McNaughtonSJ (1979) Grazing as an Optimization Process: Grass-Ungulate Relationships in the Serengeti. Am Nat. 113, pp. 691.

Mc Naughton SJ (1984) Grazing lawns: Animals in herds, plant form, and coevolution. Am Nat 124: 863-885.

Menghi, M.; M. Cabido; B. Peco y F.D. Pineda(1989) Grassland heterogeneity in relation to lithology and geo-morphology in the Córdoba Mountains, Argentina. Ve-getatio 84: 133-142.

Milberg P, Hanson ML (1993) Soil seed bank and species turnover in a limestone grassland. J Veg Sci 4: 35-42.

Milberg P (1995) Soil seed bank after eighteen years of succession from grassland to forest. Oikos 72: 3-13.

Milberg P, Andersson L, Thompson K (2000) Large-seeded species are less dependent on light for germination than small-seeded ones. Seed Sci Res 10: 99-104.

Milchunas DG, Lauenroth WK (1993) A quantitative assessment of the effects of grazing on vegetation and soil over a global range of environments. Ecol Mon 63: 327-366.

Milchunas DG, Sala OE, Lauenroth WK (1988) A generalizad models of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure.Am Nat 132: 87-106.

Moretto SA, Distel RA (1999) Effects of selective defoliation on the competitive interaction between palatable and unpalatable grasses native to a temperate semi-arid grassland of Argentina.J Arid Environ 42: 167-175.

Morici EFA, Ernst R, Kin A, Estelrich D, Mazzola M, y Poey S (2003) Efecto del pastoreo en un pastizal semiárido de Argentina según la distancia a la aguada. Zootecnia 52: 59–66.

Morici E, Doménech–García V, Gómez–Castro G, Kin A, Saenz A y Rabotnikof C (2009) Diferencias estructurales entre parches de pastizal del caldenal y su influencia sobre el banco de semillas, en la provincia de La Pampa, Argentina. Agrociencia, vol.43, n.5, pp. 529-537. ISSN 1405-3195.

Nai-Bregaglio M, Puchetta E, Cabido M (2002) El efecto del pastoreo sobre la diversidad florística y estructural en pastizales de montaña del centro de Argentina. Rev Chil Hist Nat Vol 75. N° 3.

Navie SC, Cowley RA, Rogers RW (1996) The relationship between distance from water and the soil seed bank in a Grazed Semi-arid Subtropical Rangeland. Aust J Bot 44: 421-431.

Naeem, S., J. M. H. Knops, D. Tilman, K. M. Howe, T. A. Kennedy, and S. Gale. 2000. Plant diversity increases resistance to invasion in the absence of covarying extrinsic factors. Oikos 91:97-108.

Noy-Meir I, Gutman M, Kaplan Y (1989) Responses of mediterranean grassland plants to grazing and protection. J Ecol 77:290-310.

Nuñez CO (2001) Efectos del fuego y el pastoreo en pastizales serranos de la Sierra de Los Comechingones, Córdoba (Argentina). Tesis Maestría (Inédito). 167 páginas.

Nuñez CO, Cantero JJ, Petryna L, Amuchástegui MA, Ramirez GC (2002) Efectos del fuego y pastoreo sobre los tipos funcionales de Poáceas C_3 y C_4 en pastizales serranos centroargentinos. Agro Sur 30 (1) 12-23.

O'Connor TG, Pickett GA (1992) The influence of grazing on seed production and seed banks of some African savanna grasslands. J Appl Ecol 29: 247-260.

Olivares, A. 1989. El ecosistema silvipastoral. Avances en Producción Animal 14: 3–14.

Ortega M, Levassor C, Peco B (1997) Seasonal dynamics of Mediterranean pasture seed banks along environmental gradients. J. Biogeograph 24: 177-195.

Onipchenko, V. G. (2004) Alpine Ecosystems in the Northwest Caucasus. Ed. Kluwer academic publishers. ISBN 1-4020-2382-0 (HB)

Paruelo J.M., Putz S., Weber G., Bertiller M., Golluscio R.A., Aguiar M.R., Wiegand T. 2008 Long term dynamics of a semiarid grass steppe under stochastic climate and different grazing regimes: A simulation analysis. Jour. Arid Environm. 72:2211-2231

Patón, D., T. Zaballos, y J. Tovar. 1995. Ecología del comportamiento del ganado vacuno retinto en pastoreo. Relaciones entre intensidad de uso, diversidad ecológica y composición botánica del pastizal. Archivos de Zootecnia 44: 303–315.

Peco B, Ortega M, Levasor C (1998) Similarity between seed bank and vegetation in Mediterranean grassland: a predictive model. J Veg Sci 9: 815-828.

Pereyra, C (2009) Pastizales Serranos del Centro de Argentina: Movilidad de las especies de plantas a escala pequeña. Tesis Maestría (Inédito). 146 páginas.

Petryna L, Moora M, Nuñez CO, Cantero JJ, Zobel M (2002) Are invaders disturbance-limited? Conservation of mountain grasslands in Central Argentina. Appl Veg Sci 5: 195-202.

Pfadenhauer, J., Mass, D (1987) Seed bank of fen soils of meadows under different management in the German pre- Alps. Flora, Jena 179 (2):85-97.

Poschlod P, Jackel AK (1993) Untersuchungen zur Dynamik von generativen Diasporenbanken von Samenpflanzen in Kalkmagerrasen. I. Jahreszeitliche Dynamik des Diasporenregens und der Diasporenbank auf zwei Kalkmagerrasensstandorten der Schwabischen Alb. Flora 188: 49-71.

Pucheta E, Cabido M (1992) Comunidades de pastizales serranos del centro de Argentina y su relación con el uso pastoril. Phycoenología 21(3): 333-346.

Pucheta E, Cabido M y S. Díaz (1997) Modelo de Estados y Trancisones para los pastizales de altura de la Sierras de Córdoba, Argentina. Ecotropico 10 (2): 151-160.

Pucheta, E.; F. Vendramini; M. Cabido y S. Díaz (1998a).Estructura y funcionamiento de un pastizal de montañabajo pastoreo y su respuesta luego de su exclusión. Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata 103: 77-92.

Pucheta E, Cabido M, Diaz S, Funes G (1998b) Floristic composition, biomass, and aboveground net plant production in grazed and protected sites in a mountain grassland of central Argentina. Ac Oecol 19 (2): 97-105.

Piudo, MJ y Cavero, R.Y (2005) Banco de Semillas: comparación de metodologías de extracción, de densidad y de profundidad de muestreo.

Publicaciones de Biología, Universidad de Navarra, Serie Botánica, 16: 71-85. 2005

Rahman A, James TK, Grbavac N (2006) Correlation between the soil seed bank and weed populations in maize fields. Weed Biol Manage 6: 228-234.

Roberts HA (1958) Studies on the weeds of vegetable crops. I. Initial effects on cropping the weed seeds in the soil. J Ecol 46: 759-768.

Römermann C, Dutoit T, Poschlod P, Buisson E (2005) Influence of farmer cultivation on the unique Mediterranean steppe of France and consequences for conservation management. BiolConserv 121: 21-33.

Rotundo JL, Aguiar MR (2005) Litter effects on plant regeneration in arid lands: a complex balance between seed retention, seed longevity and soil-seed contact. J Ecol 93: 829-838

Semenova, V.G. y Onipchenko, V.G. (1994). Soil seed banks.In: Onipchenko, V.G. y Blinnikov, M.S. (eds.) Experimentalinvestigation of alpine plant communities in theNorthwestern Caucasus. Verijff. Geohot. Insr. Eidg. Tecl. Hochsch. Stft. Riibel, Ziii.115: 69-82.

Shannon CI, Weaver W (1949) (reimpresión 1960). The mathematical theory of communication. Illinois Books, Urbana.

Simpson RL, Leck MA, Parker VT (1989) Seed banks: general concepts and methodological issues, p. 3-8, *In*: Leck, M. A., Parker, V. T. y Simpson, R. L. (Eds.), Ecology of soil Seed banks. Academic Press, NY, USA.

Sims PL, Singh JS (1978) The structure and function of ten western North American grasslands. III. Net primary production, turnover and efficiences of energy capture and water use. J Ecol 66: 573-597.

Society For Range Managenment (1989) A Glossary of Terms Used in Range Management. (3d. ED.). Society for Range Management, Denver, Colorado.

Sorensen T (1948) A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application to analysis of the vegetation of Dannish commons. Biol. Skrifter5: 1-34.

Sternberg M, Gutman M, Perevolotsky A, Kigel J (2003) Effects of grazing on soil seed bank dynamics: An approach with functional groups. J Veg Sci 14: 375-386.

Ter Heerdt GN, Verweis GL, Bekker RM, Bakker JP (1996) An improved method for seed banks analysis: seedlings emergence after removing the soil by sieving. Func Ecol 10: 144-151.

Thompson K, Grime JP (1979) Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. J Ecol 67: 893-921.

Thompson K (1992) The functional ecology of seed banks. Seeds: the Ecology of Regeneration in Plant Communities (ed. M. Fenner), pp 231-258. CAB International, Wallingford, UK.

Thompson K, Bakker JP, Bekker RM (1997) Soil seed Banks of North-WestEurope: Methodology, Density and Longevity. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Tobaldo G, Cantero JJ., Núnez CO., Petryna L. y Amuchástegui MA (1998) Comportamiento de bovinos en pastizales serranos del centro de Argentina. 22° Congreso Argentino de Producción Animal. Asociación Argentina de Producción Animal y Facultad de Agronomía y Veterinaria. Universidad Nacional de Río Cuarto. Argentina.

Ungar IA, Woodell SRJ (1996) Similarity of seed banks to aboveground vegetation in grazed and ungrazed saltmarsh communities on the gower peninsula, South Wales. Int J Plan Sci 157(6): 746-749.

Warr SJ, Thompson K, Kent M (1993) Seed banks as a neglected area of biogeographic research: a review of literature and sampling techniques. Progr Phys Geogr 17: 329-347.

Westoby, M, Walker, B y Noy-Meir, I (1989) Opportunistic management for rangelands not at equilibrium. J. Range Manage. 42:266-274

Willms WA, Quinton DA (1995) Grazing effects on germinable seeds on the fescue prairie. J Range Manage 48: 423-430.

Wright IJ Westoby M (2001) Understanding seedling growth relationships through specific leaf area and leaf nitrogen concentration generalisations across growth forms and growth irradiance. Oecologia 127: 21-29.

Zar JH (1999) Biostatistical Analysis, fourth ed. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, NJ.

Zobel M, Kalamees R, Püssa K, Roosaluste E, Moora M (2007) Soil seed bank and vegetation in miexd coniferous forest stands with different disturbance regimes. Forest Ecol Manage (2007), doi: 10.1016/j.foreco. 2007.03.011.

Zuloaga FO, Morrone O (1996) Catálogo de las plantas vasculares de la República Argentina. I. *Pteridophyta, Gymnospermae* y *Angiosperrmae (Monocotyledoneae)*. Monogr. Syst. Bot. Missouri Bot. Gard. 60:1-323.

Zuloaga FO, Morrone O (1999) *Catálogo de las Plantas Vasculares de la República Argentina. II. Dicotyledoneae.* Monogr. Syst. Bot. Missouri Bot. Gard. 74: 1-1269.

Zuloaga FO, Nicora EG, Rúgolo de Agrasar ZE, Morrone O, Pensiero J, Gialdella AM (1994) Catálogo de la familia *Poaceae* en la República Argentina. Monogr. Syst. Bot. Missouri Bot. Gard. 47:1-178.

92